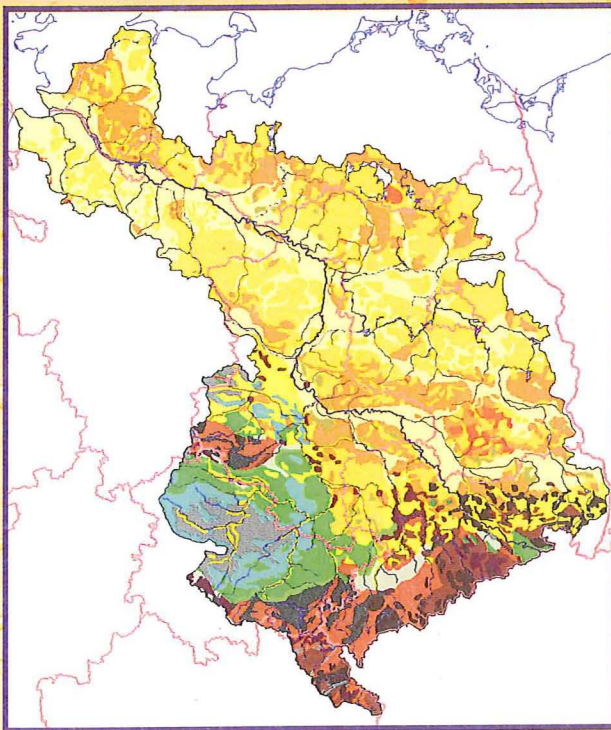




Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes

F. Wendland und R. Kunkel



Forschungszentrum Jülich GmbH
Programmgruppe Systemforschung und Technologische
Entwicklung (STE)

Das Nitratabbauvermögen im Grund- wasser des Elbeeinzugsgebietes

Frank Wendland und Ralf Kunkel

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment

Band 13

ISSN 1433-5530 ISBN 3-89336-236-3

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

Kunkel, Ralf :

Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes :
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im
Flußeeinzugsgebiet der Elbe (deutscher Teil) ; Abschlußbericht / Frank
Wendland ; Ralf Kunkel.

Forschungszentrum Jülich GmbH. - Jülich : Forschungszentrum,
Zentralbibliothek, 1999

(Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt/Environment ; Band 13)
ISBN 3-89336-236-3

Herausgeber Forschungszentrum Jülich GmbH
und Vertrieb: ZENTRALBIBLIOTHEK
 D-52425 Jülich
 Telefon (0 24 61) 61-53 68 · Telefax (0 24 61) 61-61 03
 e-mail: zb-publikation@fz-juelich.de
 Internet: <http://www.fz-juelich.de/zb>

Umschlaggestaltung: Grafische Betriebe, Forschungszentrum Jülich GmbH

Druck: Grafische Betriebe, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 1999

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment Band 13

ISSN 1433-5530

ISBN 3-89336-236-3

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form (Druck, Fotokopie oder in einem anderen Verfahren) ohne schriftliche Genehmigung des Verlages reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes

Frank Wendland und Ralf Kunkel

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des
Bundesministers für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie
unter dem Förderkennzeichen 07FIT014 gefördert.
Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.



FORSCHUNGSVERBUND
ELBE-ÖKOLOGIE

Forschungszentrum Jülich
Programmgruppe Systemforschung und
Technologische Entwicklung



Vorwort

Die vorliegende Studie ist ein Teilergebnis des Forschungsvorhabens *Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flusseinzugsgebiet der Elbe*, welches von den Autoren im Rahmen der Fördermaßnahme *Forschungsverbund Elbe-Ökologie* des Bundesministers für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie durchgeführt wurde. In dem vorliegenden Bericht sind ausschließlich die Ergebnisse der Teilaufgabe *Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes* zusammengefaßt.

Über den gesamten Projektzeitraum hinweg bestand Kontakt zu der mit der Koordination des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie beauftragten *Projektgruppe Elbe-Ökologie*. Insbesondere Herrn *Dr. Bornhöft* möchten wir für die ständige Diskussionsbereitschaft und das Interesse am Fortgang der Arbeiten danken. Für die kritische Begleitung und inhaltlichen Anregungen danken wir den Mitgliedern des Beirats „Elbe-Ökologie“.

Für ihre überaus wertvollen fachlichen Anregungen im Hinblick auf die statistische Auswertung der Grundwasseranalysen und die Interpretation der Ergebnisse danken wir *Prof. Dr. Voigt* und *Dr. Hannappel*, Fugro-Consult GmbH, Berlin, *Dr. Gabriel* und *Dr. Ziegler*, Thüringer Landesanstalt für Umwelt, und Herrn *Albert*, Untere Wasserbehörde des Landkreises Dahme-Spreewald. Den gleichen Personen sei an dieser Stelle für die Durchsicht und Kommentierung des Manuskriptes gedankt.

Während der Projektbearbeitung kam es zu einer Reihe von Arbeitstreffen mit anderen, im Forschungsverbund Elbe-Ökologie tätigen Forschergruppen. Dies erwies sich als sehr förderlich für die Arbeiten. Besonders bei Herrn *Dr. Behrendt* vom Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin sowie Frau *Dr. Balla* und Herrn *Dr. Steidl* vom Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung in Müncheberg möchten wir uns in diesem Zusammenhang für die Diskussionen und Hinweise im Hinblick auf die Nitrataustragsgefährdung künstlich entwässerter Niederungsregionen bedanken.

Weiterhin gilt unser Dank verschiedenen Bundes- und Landesbehörden für die Überlassung von Grundwassergütedaten. Besonders erwähnen möchten wir Herrn *Dr. Wolter* vom Umweltbundesamt in Berlin, Herrn *Dr. Holthusen* vom Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig – Holstein und Herrn *Dr. Nieß* vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie. Bei Herrn *Dr. Duynisveld* von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Hannover bedanken wir uns für die Hinweise zur Abschätzung der Nitratabbaukapazität reduzierter Aquifere.

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Projektarbeiten und die zu diesem Zeitpunkt noch vorläufigen Arbeitsergebnisse des Forschungsvorhabens *Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flusseinzugsgebiet der Elbe* Fachleuten in Bundesbehörden und Landesbehörden elbeanrainender Bundesländer zur Diskussion gestellt. Auf diese Weise wurden die Projektergebnisse vor Veröffentlichung der Endberichte einer kritischen Prüfung unterzogen und fachlich weiter untersetzt. Hierzu wurden Gespräche in folgenden Institutionen geführt:

- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
- Umweltbundesamt
- Landesumweltamt Brandenburg
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen – Anhalt
- Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig – Holstein
- Thüringer Landesanstalt für Umwelt.

Allen an den Gesprächen beteiligten Fachleuten gilt unser Dank für die intensive Beratung und vielfältigen Hinweise auf wichtige naturräumliche Eigenheiten. Wir haben alle Hinweise ausgewertet und uns bemüht, dieses Fach- und Erfahrungswissen in die Auswertungen und Interpretationen einfließen zu lassen.

Aus unserer Arbeitsgruppe sind wir insbesondere Frau *Nitzschke* für die mathematisch-technische Unterstützung bei der Auswertung der Grundwasseranalysen und der Erstellung der Graphiken ein Dankeschön schuldig. Frau *Winkler* danken wir für die Schreibarbeiten.

Jülich, im Februar 1999

Frank Wendland und Ralf Kunkel

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	11
1.1	Einbindung in den BMBF-Förderschwerpunkt „Elbe-Ökologie“	13
1.2	Kurzbeschreibung des Forschungsvorhabens	13
1.3	Hintergrund und Zielstellung der Teilaufgabe „Grundwassermilieu“	15
2	Denitrifikation im Aquifer	17
2.1	Geogene Grundwasserbeschaffenheit	19
2.2	Reaktionskinetik der Denitrifikation im Aquifer	20
2.3	Parameter zur Beurteilung des Nitratabbauvermögens eines Grundwassers	24
2.4	Referenzbereiche für nitratabbauende Grundwasserverhältnisse	31
3	Hydrogeologische Gesteinseinheiten	33
3.1	Hydrogeologische Kartengrundlagen	35
3.2	Lockergestein	36
3.3	Festgestein	39
3.4	Flächennutzung	42
4	Grundwassergütedaten	47
4.1	Verwendete Datenbestände	49
4.2	Anzahl und geographische Lage der Meßstellen	52
5	Grundlagen der statistischen Analyse	55
6	Grundwasseranalysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte	63
6.1	Glaziofluviale Sande	65
6.2	Kiese und Schotter	70
6.3	Moränenablagerungen	73
6.4	Hochflächensand, Sander	77

6.5	Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins	80
6.6	Mächtiges tertiäres Lockergestein	84
6.7	Tonig-schluffige Beckenablagerungen	87
6.8	Sandstein	91
6.9	Kalkstein	94
6.10	Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen	98
6.11	Dolomite, Salinare und Letten	102
6.12	Schiefergesteine und Grauwacken	105
6.13	Molassegesteine	109
6.14	Metamorphite	113
6.15	Magmatische Ergußgesteine	116
6.16	Magmatische Tiefengesteine	120
7	Grundwasseranalysen aus dem Meßnetz der Bundesländer	123
8	Nitratabbauvermögen in den hydrogeologischen Gesteinseinheiten	135
9	Abschätzung der Nitratabbaukapazität reduzierter Aquifere	145
10	Zusammenfassung und Diskussion	153
11	Literaturverzeichnis	161

1

Einleitung

1.1 Einbindung in den BMBF-Förderschwerpunkt „Elbe-Ökologie“

Die Elbe gehört trotz der Produktionsveränderungen, -einschränkungen und -einstellungen zahlreicher landwirtschaftlicher Betriebe noch immer zu den durch diffuse Nährstoffeinträge (N und P) stark verschmutzten Gewässern Europas. Nach überschlägigen Schätzungen wurden 1989 etwa 130000 Tonnen Stickstoff und 10000 Tonnen Phosphor aus dem Elberaum in die Nordsee verfrachtet (Projektgruppe Elbe-Ökologie, 1995). Die Verwirklichung der von der Bundesrepublik Deutschland auf der Nordseeschutzkonferenz eingegangenen Verpflichtung zu einer Halbierung der Nährstoffeinträge macht eine umfassende Reduzierung der diffusen Stoffeinträge erforderlich.

Vor diesem Hintergrund wurde die *Landnutzung im Einzugsgebiet* neben der *Ökologie der Fließgewässer* und der *Ökologie der Auen* als dritter Themenbereich des BMBF-Förderschwerpunktes *Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)* eingerichtet. Die Schwerpunkte der im Themenbereich Landnutzung im Einzugsgebiet durchgeführten Arbeiten liegen unter anderem in der Auswertung aktueller Daten des Bundes und der Länder zur Beurteilung des hydrologischen und stofflichen Ist-Zustandes sowie in der Analyse der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Gebietsabfluß und Stoffaustrag (Projektgruppe Elbe-Ökologie, 1995). Das von den Autoren bearbeitete Forschungsvorhaben *Gebietsumfassende Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil)* gliedert sich in diese Aufgabenstellung ein.

1.2 Kurzbeschreibung des Forschungsvorhabens

Das von den Autoren bearbeitete Forschungsvorhaben *Gebietsumfassende Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flußeinzugsgebiet der Elbe* umfaßt drei Teilaufgaben. Jede dieser Teilaufgaben befaßt sich mit Gebietskenngrößen, die eng miteinander verzahnt sind und bei einer umfassenden großräumigen Ist-Zustands-Analyse des Landschaftswasser- und Nährstoffhaushalts unbedingt berücksichtigt werden müssen.

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer ist immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Die Analyse des **Landschaftswasserhaushalts** ist daher eine wichtige Voraussetzung für Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt im Elbeeinzugsgebiet, z.B. für die Identifizierung der regional dominanten Austragspfade für Pflanzennährstoffe in die Oberflächengewässer. In dieser Teilaufgabe werden die wesentlichen Wasserhaushaltskomponenten quantifiziert und im Hinblick auf die mittlere langjährige Austauschhäufigkeit des Bodenwassers sowie die regional dominante Abflußkomponente analysiert. Die in dieser Teilaufgabe erzielten Ergebnisse sind in Kunkel & Wendland (1998) dokumentiert.

Für die diffusen Nitrateinträge, die unter anderem aus überschüssigen Düngermengen aus der Landwirtschaft resultieren, ist insbesondere der unterirdische Abfluß von Bedeutung, der sich in den Basis- und Direktabfluß aufteilen läßt. Die unterirdischen Abflußkomponenten weisen in unterschiedlichen Landschaftsräumen ein spezifisches **Weg-/Zeitverhalten** auf, so daß das aus den durchwurzelten Bodenhorizonten ausgewaschene Nitrat nach unterschiedlich langen Zeiträumen in die Oberflächengewässer eingetragen wird. In dieser Teilaufgabe werden vor allem die Verweilzeiten des langsamen, hauptsächlich über den Grundwasserpfad entwässernden Abflußanteils ermittelt.

Im Grundwasserleiter kann es während der Passage der an die grundwasserbürtigen Abflußkomponenten gebundenen diffusen Nitrateinträge in Abhängigkeit von den hydrochemischen Verhältnissen und der Verweilzeit im Grundwasserleiter zu einem **Nitratabbau** kommen. Dadurch können die diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer unter Umständen deutlich verringert werden. Um das natürliche Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer für weitergehende Analysen zum Nährstoffhaushalt im Elbeeinzugsgebiet berücksichtigen zu können, werden die Untersuchungen durch eine gebietsumfassende Übersicht zum hydrochemischen Milieu des Grundwassers in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten vervollständigt.

In dem vorliegenden Bericht sind ausschließlich die Projektergebnisse zur **Klassifizierung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeeinzugsgebietes hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens** zusammengefaßt.

Für die Arbeiten zur Klassifizierung des Nitratabbauvermögens in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten wurden keine eigenen Daten erhoben. Alle Untersuchungen basierten ausschließlich auf bereits vorliegenden Basisdaten, wie zum Beispiel Kartenwerken und Grundwasseranalysen aus Datenbeständen der elbeanrainenden Länder sowie der ehemaligen DDR. Um die durchgeführte Untersuchung für andere Forschergruppen und potentielle Nutzer (z.B. aus Bundes- und Landesbehörden) nachvollziehbar und reproduzierbar zu machen, wurde bei der Verfassung des Berichtes Wert darauf gelegt, daß, neben den Ergebnissen, auch die Verfahrensschritte der durchgeführten Analyse sowie alle Datengrundlagen möglichst umfassend dargestellt, erläutert und kommentiert werden.

1.3 Hintergrund und Zielstellung der Teilaufgabe „Grundwassermilieu“

Das Ausmaß des Nitratabbaus im Aquifer kann regional sehr unterschiedlich sein. Für einzelne Aquifere konnte ein Nitratabbau nachgewiesen werden (vgl. z.B. Obermann, 1982; Böttcher et al., 1989). Für andere Aquifere gibt es dagegen deutliche Hinweise, daß kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet, wohl aber eine unter Umständen starke Verdünnung des mit dem Sickerwasser in den Grundwasserraum eingetragenen Nitrats (Gabriel & Ziegler, 1998). Eine flächendeckende Einstufung der verschiedenen Grundwasserleiter im Elbeeinzugsgebiet hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens ist bislang erst ansatzweise erstellt worden (Wendland et al., 1993). Eine flächendeckende Übersicht und Klassifizierung der hydrochemischen Grundwasserverhältnisse im Elbeeinzugsgebiet hinsichtlich des Nitratabbauvermögens, die sich auf eine große Anzahl von Beobachtungsdaten stützt, existiert zur Zeit nicht und sollte im Rahmen dieses Forschungsvorhabens erstellt werden.

Die Bedeutung überregionaler Übersichten zur hydrochemischen Beschaffenheit des Grundwassers zeigt sich nicht zuletzt in der Einrichtung zentraler, meist länderweiter Grundwasserbeobachtungsmeßnetze. Von der LAWA (1995) wurden die auf diese Weise erhobenen Daten hinsichtlich der Nitratbelastung des Grundwassers in den einzelnen Bundesländern ausgewertet. Dabei stand jedoch nicht die Klassifizierung einzelner hydrogeologischer Einheiten hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens, sondern die Erstellung einer repräsentativen Übersicht über die aktuelle Nitratbelas-

stung des Grundwassers im Vordergrund. Hannappel (1996) sowie LUA (1996, a) und LUA (1996, b) haben für das Gebiet des Landes Brandenburg hydrochemische Daten einer nach hydrogeologischen Einheiten differenzierten Auswertung unterzogen. Die wichtigsten Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden, sofern sie für die Beurteilung des Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter von Bedeutung waren, in die vorliegende Analyse eingearbeitet.

Im Rahmen der Arbeiten zur Klassifizierung des Nitratabbauvermögens in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeeinzugsgebietes sollte zunächst der Kenntnisstand über die Denitrifikation im Aquifer sowie über die wichtigsten Parameter einer Grundwasseranalyse, die Rückschlüsse auf Denitrifikationsvorgänge im Aquifer erlauben, dargestellt werden. Anschließend sollten die im Elbeeinzugsgebiet auftretenden hydrogeologischen Gesteinseinheiten auf Basis von Grundwassergütedaten aus dem Elbeeinzugsgebiet in überwiegend reduzierte (nitratabbauende) und überwiegend oxidierte (nicht-nitratabbauende) Aquifere unterschieden werden. Diese Klassifizierung sollte vor allem das obere, maßgeblich in den aktiven Wasserkreislauf eingebundene und dementsprechend am stärksten nitratgefährdete Grundwasserstockwerk betreffen und mit Hilfe geeigneter statistischer Auswertungsmethoden erfolgen.

Auf diese Weise sollte ein wichtiger Gebietsparameter für weitergehende Analysen zur Nitratbelastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer erarbeitet werden. So sollte über die Klassifizierung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten dazu beigetragen werden, die gegenwärtig auftretenden Differenzen zwischen quantifizierten Nitratausträgen aus dem Boden und den in Fließgewässern gemessenen, im allgemeinen deutlich geringeren Nitratkonzentrationen (Behrendt, 1998) zu erklären. Darüber hinaus sollte für nitratabbauende Aquifere der Zeitraum bis zur Erschöpfung der Denitrifikationskapazität und dem sogenannten „Nitratdurchbruch“ (Rohmann & Sontheimer, 1985) größenordnungsmäßig abgeschätzt werden.



Denitrifikation im Aquifer

2.1 Geogene Grundwasserbeschaffenheit

Grundwasser ist ein chemisch sehr aktiver Stoff. Die von ihm durchflossenen Mineralien und Gesteine werden in unterschiedlichem Maße gelöst. Ihre gelösten Bestandteile werden mit dem Grundwasserabstrom bis zum Vorfluter transportiert oder vorher bei geänderten chemisch-physikalischen Bedingung an den Gesteinskörper angelagert oder ausgefällt. Abb. 1 gibt einen Überblick über die wesentlichen Faktoren und Prozesse, die die geogene Grundwasserbeschaffenheit beeinflussen können. Für anthropogen unbeeinflusste Aquifere erlaubt eine Grundwasseranalyse Rückschlüsse auf die chemische Zusammensetzung der durchflossenen Gesteine und auf die im Aquifer ablaufenden Reaktionsprozesse.

In Regionen mit gleicher oder ähnlicher Petrographie und Tektonik darf erwartet werden, daß die Grundwasserbeschaffenheit innerhalb eines durch die Heterogenitäten im Untergrund festgelegten Rahmens Analogien aufweist. Von Gerb (1958) wurde hierfür der Begriff „Grundwassertyp“ verwendet. Die natürliche Variabilität der Konzentrationen für die einzelnen Grundwasserinhaltsstoffe kann aber durchaus

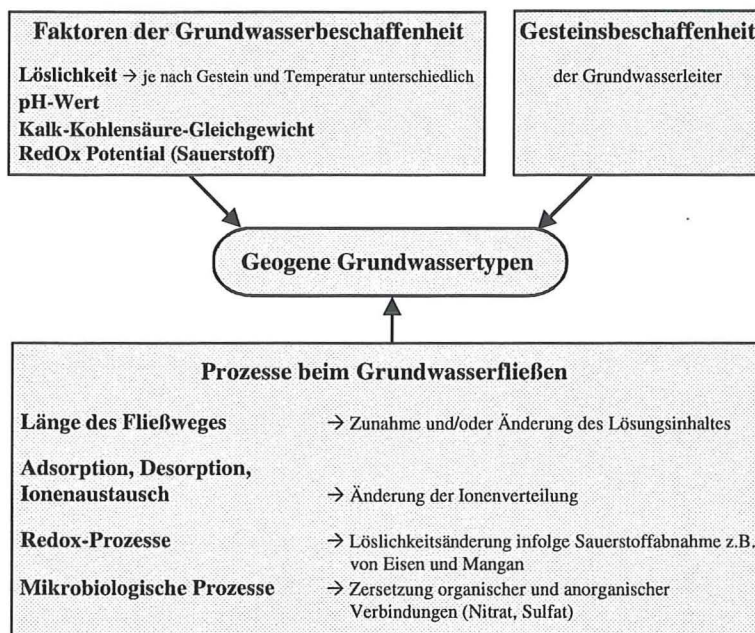


Abb. 1: Faktoren der Grundwasserbeschaffenheit und Prozesse im Aquifer, die zur geogenen Grundwasserbeschaffenheit beitragen (nach Hölting 1991, verändert).

beträchtlich sein. Großräumig und bei Vorliegen einer genügend großen Stichprobenzahl zeigt sich jedoch, daß ein bestimmter Grundwassertyp in der Regel typisch für eine bestimmte hydrogeologische Einheit ist. Verschiedene Autoren, wie z.B. LUA (1996, a) und Hölting (1991) haben in diesem Zusammenhang typische hydrochemische Konzentrationsbereiche für Grundwässer unterschiedlicher geologischer Formationen beschrieben.

Anthropogen bedingte Stoffeinträge können den geogenen Grundwassertyp modifizieren. Dies erfolgt entweder durch den Stoffeintrag selbst oder durch Veränderung des Grundwasserchemismus durch den Stoff, z.B. durch Sorptions- oder Reduktionsprozesse. Eine Vielzahl von Untersuchungen zeigen immer wieder die große Komplexität dieser Zusammenhänge (z.B. Schleyer & Kerndorff, 1992). Offen ist aber noch, wie nachhaltig die anthropogenen Stoffeinträge einen Grundwassertyp verändern können (Hölting, 1991). Dieser Frage kommt auch im Zusammenhang mit Nitratabbauvorgängen im Aquifer Bedeutung zu.

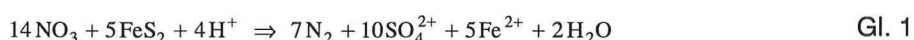
2.2 Reaktionskinetik der Denitrifikation im Aquifer

Gelangt Nitrat mit dem neugebildeten Grundwasser in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Redaktion mineralisiert, also in chemisch einfacher gebaute reduzierte Verbindungen überführt werden. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet (Obermann, 1982). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1989).

Bei Reduktionsvorgängen wird zunächst immer das Oxidationsmittel verbraucht, durch dessen Reduktion der höchste Energiebeitrag freigesetzt wird. Energetisch niedrigere Oxidationsmittel können erst nach Aufbruch der höheren reduziert werden. Daher erfaßt die Reduktionswirkung von Stoffdepots im Aquifer zunächst den Sauerstoff und dann das Nitrat (vergleiche hierzu auch Leuchs, 1988; Böttcher et al., 1985; Andersen & Kristiansen, 1984). In dieser Reihenfolge nimmt das Redoxpotential ab.

Da sich die Reduktion durch Sauerstoff und die Denitrifikation gegenseitig ausschließen, bilden sich im Aquifer vertikale Zonen aus, in denen jeweils vorwiegend eine dieser Reaktionen abläuft. Naturgemäß erfolgt die Reduktion durch Sauerstoff in der geringsten Tiefe. Ein Nitratabbau in der Gegenwart hoher Sauerstoffkonzentrationen ist daher auszuschließen. Ist ein Grundwasser aber sauerstofffrei, kann das mit dem Sickerwasser in den Grundwasserleiter eingetragene Nitrat während der Verweilzeit im Aquifer bei Anwesenheit von organischen Kohlenstoffverbindungen und/oder reduzierten Schwefel-Eisen-Verbindungen (Pyrit) zu molekularem Stickstoff (N_2) reduziert werden. Die Tiefenlage der einzelnen Zonen ist abhängig von der Geschwindigkeit des Grundwasserumsatzes, der Verfügbarkeit an reduzierten Verbindungen im Aquifer sowie der Menge an nachgeliefertem Nitrat. Oft sind die Zonen nicht sehr scharf voneinander getrennt.

Nach den insbesondere in Europa und Nordamerika gesammelten Erfahrungen spielt neben partikulären organischen Substanzen vor allem Pyrit (FeS_2) eine wichtige Rolle als Reduktionsmittel im Aquifer (vergleiche hierzu Korom, 1992). Grundlegende Untersuchungen in Deutschland hierzu wurden unter anderem von Kölle et al. (1983), Kölle (1984) und Böttcher et al. (1985, 1989) in dem etwa 30 km nordöstlich von Hannover im pleistozänen Tiefland gelegenen, ca. 300 km² großen Wassergewinnungsgebiet „Fuhrberger Feld“ durchgeführt. Kölle (1987) bezeichnet den Vorrat an reduzierten Schwefelverbindungen als reaktives Stoffdepot eines Aquifers, welches mit Nitrat in Wechselwirkung treten kann. Die dabei ablaufenden Reaktionen sind durch die autotrophe Denitrifikation mit Pyrit als Elektronendonator und Thiobacillus denitrificans als beteiligtem Mikroorganismus charakterisiert. Der wichtigste Teilschritt der autotrophen Denitrifikation verläuft nach der Reaktionsgleichung:



Entsprechend dieser Reaktion verbraucht 1 kg Nitrat zur vollständigen Denitrifikation 0,69 kg Pyrit. Mit schwer mineralisierbaren Kohlenstoffen wie z.B. partikulären, organischen Substanzen (fossile Kohlenstoffverbindungen = „Braunkohle“) läuft eine Denitrifikation nicht oder nur sehr langsam und in einem untergeordneten Umfang ab (Kölle, 1990). Aquifere mit fossilen Kohlenstoffverbindungen enthalten im Regelfall auch reduzierte Schwefel-Eisen-Verbindungen. Da die meisten fossilen Kohlenstoffverbindungen für den Stoffwechselprozeß der heterotrophen Denitrifikanten schwerer zugänglich sind als die reduzierten Schwefel-Eisen-Verbindungen für den Stoffwechselprozeß der autotrophen Denitrifikanten, reagiert Nitrat erheblich schneller

mit Pyrit als mit fossilen Kohlenstoffverbindungen (Postma et al., 1991). Aus diesem Grund verläuft nahezu der gesamte Umsatz der Denitrifikation in einem pyrit- und kohlehaltigen Aquifer mit Pyrit als Reaktionspartner (Kölle, 1989). Pyrithaltige Aquifere sind in weiten Teilen des Norddeutschen Flachlandes verbreitet (Hahn, 1990). Die dort in umfangreichen und langjährigen Geländeuntersuchungen festgestellte Kinetik der Denitrifikation wird im folgenden näher betrachtet.

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von Böttcher et al. (1985, 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen im Anströmungsbereich eines Brunnens des Wasserwerks Fuhrberg unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z.B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neugebildeten Grundwasser, Konzentrations-Tiefenfunktionen des Grundwassers, Rohwasserkonzentration des Förderbrunnens, Analyse des Grundwasserströmungsfeldes) bestimmt. Danach kann die Abnahme der Nitratkonzentration im Aquifer bei autotropher Denitrifikation durch eine Reaktion erster Ordnung als Funktion der Zeit (Grundwasseralter) beschrieben werden:

$$c(t) = c_{gw} \cdot e^{-kn \cdot t} \quad \text{Gl. 2}$$

mit	$c(t)$	= Nitratkonzentration nach Ablauf der Zeit (t)	(mg/l)
	c_{gw}	= Nitratkonzentration im neugebildeten Grundwasser	(mg/l)
	kn	= Reaktionskonstante der Denitrifikation	(a ⁻¹)
	t	= Zeit	(a).

Für diesem Fall läßt sich nach Böttcher et al. (1989) für den Nitratabbau aus den gemessenen Daten in guter Näherung eine Reaktionskonstante kn berechnen. Die Zeit, in der sich die Ausgangskonzentration um die Hälfte vermindert hat, bezeichnet man als Halbwertszeit $t_{1/2}$:

$$t_{1/2} = \frac{\ln(2)}{kn} \quad \text{Gl. 3}$$

Auf der Basis der Arbeiten von Böttcher et al. (1989) läßt sich für das Fuhrberger Feld eine Reaktionskonstante kn im Bereich von 0,34 bis 0,56 a⁻¹ angeben, was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren entspricht.

Ergebnisse von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Halbwertszeit von ca. 4 Jahren bzw. $k_n = 0,17 \text{ a}^{-1}$, wobei der Autor davon ausgeht, daß der Nitratumsatz mit leicht metabolisierbarem Kohlenstoff in ungestörten Grundwasserleitern schneller abläuft (Faktor 2) als ein Nitratumsatz mit reduzierten Schwefelverbindungen. Leicht metabolisierbare Kohlenstoffe treten nach Rohmann & Sontheimer (1985) in vielen Grundwasserleitern jedoch häufig in nur geringen Konzentrationen auf, und/oder sind, wie Obermann (1982) am Beispiel des Wasserwerks Mussum zeigen konnte, durch den gestiegenen Eintrag von Nitrat in den Grundwasserleiter bereits weitgehend verbraucht.

Auf Basis der oben zitierten Arbeiten kann für die autotrophe Denitrifikation im Aquifer von einer Halbwertszeit im Bereich von 1,2 bis 4 Jahren ausgegangen werden. Bei der Verwendung dieser Reaktionskonstanten für Modellsimulationen ist jedoch zu berücksichtigen, daß es sich hierbei nicht um absolut feststehende Zahlen handelt. Sie sind jedoch bei bekanntem Weg/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflußkomponente (vgl. Kunkel & Wendland, 1999) dazu geeignet, Näherungswerte zur Höhe des mikrobiellen Nitratabbau in reduzierten Aquiferen abzuleiten.

Sieht man von den nichtfossilen metabolisierbaren Kohlenstoffverbindungen ab, die vor allem unter landwirtschaftlichen Nutzflächen langjährig mit dem neugebildeten Grundwasser in den Aquifer gelangen, so führt die Denitrifikation im Aquifer zu einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Stoffdepots eines Aquifers. Die Beanspruchung eines Aquifers zur Denitrifikation ist daher ebenso unumkehrbar wie der Verbrauch fossiler Rohstoffe zur Energiegewinnung. Bei Erschöpfung des Denitrifikationspotentials ist, wie z.B. von Rohmann & Sontheimer (1985) am Beispiel des Wasserwerks Bruchsal ausgeführt wurde, mit einem starken Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser zu rechnen („Nitratdurchbruch“). Darüber hinaus hat die Denitrifikation durch Pyrit bei hoher Nitratzufuhr ins Grundwasser eine Reihe von Konsequenzen für die Wassergewinnung, die keineswegs nur günstig zu beurteilen sind (Kölle, 1990). Einige sind im folgenden aufgeführt:

- Die aus dem Sulfid freigesetzten Eisen- und Manganionen können im Grundwasser Konzentrationen erreichen, für die die Aufbereitungsanlagen eines Wasserwerks nicht mehr ausgelegt sind. Nach Voigt (1999) sind beispielsweise in Brandenburg seit ca. 20 Jahren gestiegene Eisen- und Mangankonzentrationen im Grundwasser zu verzeichnen.
- Die aus Pyrit herausgelösten Eisen(II)-Ionen können in oxidiertem Milieu als FeOOH ausgefällt werden und tragen dann zu einer Verockerung von

Brunnen bei, was sich in einem Nachlassen der Brunnenergiebigkeit äußert und aufwendige Reinigungsmaßnahmen zur Folge hat.

- Das bei der autotrophen Denitrifikation gebildete Sulfat bereitet in Einzelfällen Schwierigkeiten, den Sulfatgrenzwert der Trinkwasserverordnung von 240 mg SO_4/l einzuhalten. Darüber hinaus fördert es in hohen Konzentrationen die Bildung von braunem Wasser in Gußeisen- und Stahlleitungen (Korrosion).
- Aus dem bei der Denitrifikation umgesetzten Pyrit können durch die Denitrifikationsreaktion Spurenkomponenten der Eisensulfide mobilisiert werden. Hierzu zählen insbesondere Nickel, aber auch Kobalt, Zink, Arsen und andere Elemente.

Aufgrund der nachteiligen Konsequenzen für die Wassergewinnung und der Irreversibilität des Nitratabbauvorganges (siehe Kap. 9) darf für Regionen mit nitratabbauenden Aquiferen also nicht die Schlußfolgerung gezogen werden, es wäre dort vertretbar, auf Maßnahmen zur Reduktion der Nitrateinträge ins Grundwasser zu verzichten.

2.3 Parameter zur Beurteilung des Nitratabbauvermögens eines Grundwassers

Mit jeder Grundwasseranalyse werden im allgemeinen eine Anzahl unterschiedlicher Parameter erfaßt. Die Zusammensetzung, Verteilung und Konzentration der Lösungsinhalte können direkte Hinweise auf die Denitrifikationsbedingungen in einem Grundwasserleiter liefern. Im folgenden wird auf die wesentlichen Parameter, die für die Interpretation von Grundwasseranalysen im Hinblick auf Nitratabbauvorgänge von Bedeutung sind, näher eingegangen.

Nitrat

Der geogene Anteil an Nitrat im Grundwasser ist gering. Grund hierfür ist, daß alle Nitratsalze sehr leicht wasserlöslich sind, so daß im Laufe der Erdgeschichte keine Nitratgesteine gebildet wurden, aus denen Nitrat durch das zirkulierende Grundwas-

ser gelöst werden kann. Auch Ammonium, das in nicht austauschbarer Form im Gitter von Silikaten eingebaut vorliegt, wird durch die Verwitterung der Gesteine in so geringen Mengen freigesetzt, daß die dadurch entstehende geogene Grundlast an Nitrat im Grundwasser unbedeutend ist.

Eine potentielle Nitratquelle stellen die in der Biosphäre gespeicherten Stickstoffmengen dar. Die dort vorliegenden organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen werden jedoch im biogenen Stickstoffkreislauf ineinander überführt, so daß unter natürlichen Bedingungen keine oder nur sehr geringe Nitratmengen aus dem Bereich der Pflanzenwurzeln ausgewaschen werden und in das Grundwasser gelangen. Als wichtigste flächenhafte Eintragsquelle in das Grundwasser haben die nicht von Pflanzen aufgenommenen Stickstoffmengen aus der landwirtschaftlichen Düngung (Mineraldünger, Gülle, Klärschlamm) sowie untergeordnet atmosphärische Nitratreinträge zu gelten.

Von LUA (1996, b) wird der geogene Hintergrund der Nitratkonzentration mit kleiner als $0,5 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ angegeben. Großflächig auftretende Nitratkonzentrationen im Grundwasser oberhalb von $1 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ können als sicheres Indiz für flächenhafte anthropogene Belastungen aus der Landwirtschaft interpretiert werden. Aufgrund des geringen Anschlußgrades der Gemeinden und Städte in der ehemaligen DDR an Kläranlagen wurden dort auch flächenhafte Nitratreinträge aus Siedlungen beobachtet (Voigt, 1998, a). Aufgrund des in Kap. 2.2 beschriebenen Nitratabbauprozesses unter reduzierten Bedingungen ist der Umkehrschluß, daß ein nitratfreier Aquifer gleichbedeutend ist mit einem anthropogenen unbeeinflußten Aquifer, jedoch nicht in jedem Fall zulässig.

Eisen(II)

Bei der Verwitterung von Eisenmineralien, zum Beispiel Hämatit, Limonit sowie einer Vielzahl gesteinsbildender Silikate, wird Eisen freigesetzt. In sauerstoffhaltigem Milieu liegt Eisen zumeist in dreiwertiger Form als Fe(III)-Hydroxid (FeOOH) vor und ist entweder nicht oder nur in Spuren nachweisbar. Daneben kann Eisen in zweiwertiger Form als Fe(II)-Sulfid (Pyrit) im Grundwasser vorliegen.

Die häufigste gelöste Eisenspezies im Grundwasser ist das Fe(II)-Ion. Seine Löslichkeit im Grundwasser ist zwischen pH 5 und pH 9 und einem niedrigen Redoxpotential ($-0,1 \text{ mV} \leq \text{EH} \leq 0,2 \text{ mV}$) relativ hoch. Die Fe(II)-Konzentration im Grundwasser ist von der Menge und Reduzierbarkeit der Eisenminerale im Untergrund sowie von der Durchlässigkeit und chemischen Beschaffenheit des Grundwasserleiters

abhängig. In den meisten Fällen ist ein Grundwasser mit hohen Fe(II)-Gehalten „reduziert“. In diesem Fall wird bei einem Mangel an Sauerstoff im Untergrund zunächst Nitrat reduziert. Erst wenn die Nitratgehalte gering genug sind, dominiert bei Anwesenheit abbaubarer organischer Substanz die Fe(III)-Reduktion. Im Gegensatz zu Fe(III) ist Fe(II) relativ gut wasserlöslich und wird mit dem Grundwasser transportiert. Zweiwertiges Eisen im Grundwasser ist ein guter Indikator für reduzierte Verhältnisse und damit auch für die Beurteilung der Nitratabbaubedingungen.

Matthess (1990) gibt als typischen Konzentrationsbereich reduzierter Grundwässer einen Bereich zwischen 1 und 10 mg Fe(II)/l an. Nach DVWK (1992) ist jedoch schon ab Fe(II)-Gehalten von mehr als ca. 0,2 mg Fe(II)/l die Anwesenheit von Nitrat auszuschließen. Es ist deshalb davon auszugehen, daß hohe Fe(II)-Konzentrationen mit niedrigen Nitratkonzentrationen einhergehen. Hohe Nitrat- und Fe(II)-Gehalte in einer Analyse deuten auf instabile Mischwässer hin, die besondere thermodynamische Verhältnisse aufweisen (Krajnow & Voigt, 1990). Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegt bei 0,2 mg Fe(II)/l, die Nachweisgrenze wird von Schleyer & Kerndorf (1992) mit 0,02 mg Fe(II)/l angegeben.

Mangan(II)

Mangan ist ein mengenmäßig zurücktretender Bestandteil von Eisen-Magnesium-Mineralen wie Biotit und Hornblende. In Sedimenten und in Böden sind Manganoxide und -hydroxide verbreitet. Das Auftreten von Mangan(II) im Grundwasser ist immer an das Auftreten von Eisen(II) gebunden. Mangan(II) ist daher ein ebenso guter Indikator für reduzierte Bedingungen wie Eisen(II). Aufgrund seiner geringeren geochemischen Verbreitung liegen die im Grundwasser auftretenden Mangan(II)-Konzentrationen jedoch im allgemeinen deutlich unter den Eisen(II)-Konzentrationen. Der typische Konzentrationsbereich liegt in reduzierten Grundwässern zwischen 0,1 und 1 mg Mn(II)/l. Mangan(II)-Gehalte über 0,1 mg Mn(II)/l können als typisch für reduzierte Grundwasserverhältnisse angesehen werden. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegt bei 0,05 mg Mn(II)/l. Die Nachweisgrenze für Mangan(II) liegt nach Hannappel (1996) bei 0,01 mg Mn(II)/l.

Sauerstoff

Sauerstoff wird, wenn er nicht in der ungesättigten Zone zur Oxidation anorganischer Verbindungen und organischer Substanz verbraucht wurde, über das Sickerwasser in gelöster Form ins Grundwasser eingetragen. Nach Hölting (1984) liegt die Sauerstoffsättigung, die auf diese Weise erreicht werden kann, bei ca. 10 mg O₂/l. In Abhängigkeit von den hydrochemischen und petrographischen Eigenschaften eines Aquifers wird der in den Aquifer eingetragene Sauerstoff zur Oxidation verschiedener anorganischer Inhaltsstoffe (z.B. Fe(II), Mn(II)) und vor allem organischer Substanzen (z.B. Torf, Braunkohle) verbraucht. Durch diese Oxidationsprozesse verliert ein Grundwasser seinen Gehalt an freiem Sauerstoff; es wird sauerstoffarm. Ein solches Grundwasser wird nach Gerb (1958) als „reduziertes Grundwasser“ bezeichnet.

Übereinstimmendes Ergebnis von Untersuchungen, die sich mit dem Nitratabbau im Grundwasser befassen, ist, daß niedrige Sauerstoffkonzentrationen eine Grundvoraussetzung für die Denitrifikation sind. Über die Sauerstoffkonzentration, die im Grundwasser als Grenzbereich für ein sauerstoffarmes nitratreduzierendes Milieu angesehen wird, gibt es jedoch uneinheitliche Angaben. Selbst bei Sauerstoffkonzentrationen von ungefähr 5 mg O₂/l sind noch Denitrifikationsprozesse festgestellt worden (siehe Tab. 1). Bei Sauerstoffkonzentrationen oberhalb von 5 mg O₂/l sind Grundwässer in der Regel frei von Fe(II), Mn(II), NH₄ und H₂S (DVWK, 1992).

Tab. 1: Sauerstoffkonzentration, die von verschiedenen Autoren als limitierend für die Denitrifikation im Grundwasserleiter angegeben werden.

Autor	Sauerstoffkonzentration
Hölting (1984)	> 5 mg O ₂ /l
Rohmann & Sontheimer (1985)	> 5 mg O ₂ /l
Kölle (1990) (in Mikrozonen)	> 5 mg O ₂ /l
Obermann (1982)	> 2 mg O ₂ /l
Ebeling (1988) (vollständige Denitrifikation)	> 1 mg O ₂ /l
DVWK (1988) (organismenspezifisch)	> 1 mg O ₂ /l

Entnahmetiefe

Die Entnahmetiefe ist ein wichtiger Parameter einer Grundwasseranalyse, der für die Beurteilung des Nitratabbauvermögens berücksichtigt werden muß. In der Regel findet der Transport der von der Erdoberfläche eingetragenen Stoffe vorwiegend im oberflächennahen Grundwasser statt. Dadurch findet man auch häufig eine mehr oder weniger ausgeprägte Altersschichtung im Grundwasserleiter, die zumindest im Lockergestein über größere Bereiche und Tiefen stabil sein kann. Wie in Kap. 2.2 ausgeführt, ist es in pyrit- und/oder braunkohlehaltigen Grundwasserleitern daher häufig eine Frage der Reaktionsdauer bzw. der Entnahmetiefe, ob man ein sauerstoff- und nitrathaltiges oder ein nitrat- und sauerstofffreies, dafür aber ein eisen(II)- und mangan(II)-haltiges Wasser antrifft. Wie von verschiedenen Autoren (z.B. Kölle, 1990; Obermann, 1982; Andersen & Kristiansen, 1984; Korom, 1992; Böttcher et al., 1989) ausgeführt wurde, ist in reduzierten Aquiferen in Abhängigkeit von den jeweils vorherrschenden hydrogeologischen Verhältnissen häufiger ab einer bestimmten Tiefe (ca. 2-10 m unter der Grundwasseroberfläche) mit nennenswerten Abbauleistungen zu rechnen. Oberflächennah gefördertes Grundwasser aus ansonsten reduzierten Aquiferen kann daher durchaus Merkmale oxidierter Aquifere aufweisen.

Sulfat

Sulfat ist in nahezu allen Grundwässern nachweisbar. Über die Referenzbereiche geogener Sulfatkonzentrationen finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben. Von Voigt (1990) und LUA (1996, b) werden als Referenzbereich für pleistozäne Lockergesteine Konzentrationen zwischen ca. 20 mg SO_4/l und 120 mg SO_4/l angegeben. Nach Matthess (1990) liegt die Obergrenze des natürlichen Sulfatgehaltes im Grundwasser bei 30 mg SO_4/l , während höhere natürliche Sulfatkonzentrationen Bereiche gipshaltiger Schichten typisieren, zum Beispiel in Zechstein- und Triasaquiferen. Des weiteren kann Sulfat aus dem Abbau organischer Verbindungen stammen. Der flächenhafte anthropogene Eintrag von Sulfat ins Grundwasser wird in hohem Maße durch die Zufuhr anthropogen verunreinigter Niederschläge („saurer Regen“) und lokal durch industrielle bzw. kommunale Abwässer, (Kohle-) Bergbauhalden und Deponien bestimmt. Die Sulfatzufuhr aus der Düngung ist eher gering. Weiterhin kann die Sulfatkonzentration im Grundwasser durch die Wechselwirkung von Eisensulfiden (Pyrit) mit Nitrat in reduzierenden Aquiferen erhöht werden (vgl. Kap. 2.2). Auf diese Weise können hohe Sulfatkonzentrationen in reduzierten Aquif-

feren ohne gipshaltige Einschaltungen ein Indiz für Denitrifikationsvorgänge darstellen. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegt bei 240 mg SO_4/l , als Nachweisgrenze wird bei Schleyer & Kerndorf (1992) 0,5 mg SO_4/l angegeben.

Weitere Grundwasserparameter

Neben den erwähnten Inhaltsstoffen gibt es noch weitere Grundwasserbeschaffenheitsparameter, die Aufschluß über das Denitrifikationsvermögen eines Aquifers geben können. Hierzu gehören z.B. der Gehalt an organischen Inhaltsstoffen, der pH-Wert, die Hydrogenkarbonatkonzentration sowie der Kaliumgehalt. Für die Auswertung standen diese Parameter leider nur für ca. 7 % der Analysen, nämlich für die Analysen aus dem Monitoringmeßnetz der Bundesländer, zur Verfügung.

Organische Inhaltsstoffe treten im Grundwasser sowohl in gelöster als auch in suspendierter Form auf und stammen entweder aus geogenen Quellen (z.B. Torf, Kohle) oder wurden aus dem Oberboden ausgewaschen. Neben den Parametern Sauerstoff, Eisen(II) und Nitrat kann die Menge an organischer Substanz einen weiteren Hinweis auf reduzierende Verhältnisse im Untergrund liefern. Für Obermann (1982) ist die Denitrifikation vor allem an organische Substanz gebunden. Allerdings läßt sich aus der Menge an organischen Inhaltsstoffen nicht unmittelbar auf reduzierte Verhältnisse im Aquifer schließen. Hier muß zusätzlich die Verfügbarkeit (chemische Bindungsform) der reduzierbaren Substanzen für mikrobielles Leben und der Umfang an zuströmendem Sauerstoff mit dem neugebildeten Grundwasser berücksichtigt werden. Als zusätzlicher Hinweis jedoch kann die Menge an oxidierbarer Substanz die Aussagekraft der anderen sensiblen Parameter untermauern. Der Gehalt an organischer Substanz wird entweder in Form der gelösten organischen Substanz (DOC) bestimmt oder oftmals lediglich pauschal durch den Verbrauch des Oxidationsmittels Kaliumpermanganat (CSV-Mn) erfaßt. Im allgemeinen gilt jedoch: je höher der Gehalt an DOC bzw. der KMnO_4 -Verbrauch, desto eher ist mit reduzierten Bedingungen im Aquifer und mit Nitratabbauprozessen zu rechnen. Als Grenzwert der Trinkwasserverordnung wird ein CSV-Mn von 5 mg KMnO_4/l angegeben.

Der *pH-Wert* eines anthropogenen unbelasteten Grundwassers schwankt in einem verhältnismäßig kleinen Bereich größenordnungsmäßig zwischen pH 6 und pH 8. Optimale Bedingungen für Denitrifikanten liegen im Bereich zwischen pH 7 und pH 8. Bei niedrigeren pH-Werten ist die Reaktionsgeschwindigkeit der Denitrifikation gehemmt, unterhalb pH 6,2 ist mit einem nur noch unbedeutsamen Nitratumsatz zu

rechnen (Kölle, 1990). Böden mit geringer Pufferwirkung (z.B. kalk- und humusarme Sandböden) neigen zur Versauerung durch den permanenten Eintrag saurer Niederschläge ($\text{pH} < 5$). Die Bodensubstanz wird dabei durch die Säuren zerstört, wodurch unter anderem das Filtervermögen des Bodens herabgesetzt wird und Stoffe leichter ausgewaschen werden können. Dieser Prozeß setzt sich zunehmend in größere Tiefen fort und erreicht schließlich den Grundwasserbereich. Die Folgen hiervon sind Grundwässer mit oxidierten Bedingungen und niedrigen pH-Werten ohne nennenswerte Denitrifikationskapazität. Der pH-Wert kann damit ein wichtiger Parameter für die Beurteilung von Denitrifikationsvorgängen im Aquifer darstellen.

Das *Redoxpotential* eines Grundwassers wird nur relativ selten gemessen, obwohl sich hieraus wichtige Hinweise auf das Denitrifikationsvermögen eines Grundwasserleiters ableiten lassen. So ist nach Krajnow & Voigt (1990) in der Regel bei einem Redoxpotential im Grundwasser von mehr als ca. 200 mV Nitrat im Grundwasser anzutreffen. Bei niedrigeren Redoxpotentialen treten häufig erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser auf, was als Hinweis auf reduzierte Bedingungen interpretiert werden kann.

Hydrogenkarbonat im Grundwasser kann sowohl geogenen als auch anthropogenen Ursprungs sein. Lösungsvorgänge von Karbonatmineralien sind abhängig von deren Menge, der Löslichkeit und der Zeit. Dabei wird neben Hydrogenkarbonat eine äquivalente Menge an Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Ionen freigesetzt. Aufgrund von Umsetzungsprozessen im Boden wird Hydrogenkarbonat aber auch mit dem neugebildeten Grundwasser in den Aquifer eingetragen. Generell ist Hydrogenkarbonat das im Grundwasser vorherrschende Anion. Reduktionsvorgänge, vornehmlich die Denitrifikation, können über den Abbau organischer Substanzen zu einer zusätzlichen Erhöhung der Hydrogenkarbonatkonzentration führen (Trudell et al. 1986). Hierbei erfolgt eine der reduzierten Anionen (in der Regel Nitrat) äquivalente Konzentrationserhöhung an Hydrogenkarbonationen, während die Ca^{2+} und Mg^{2+} -Konzentration unverändert bleibt (Rohmann & Sontheimer, 1985). Mit der Erhöhung der Hydrogenkarbonatkonzentration geht eine Erhöhung des pH-Wertes einher. Hohe Hydrogenkarbonat-Konzentrationen in karbonatarmen bzw. reduzierten Aquifern können daher ein Indikator für Nitratabbauprozesse über organische Substanzen darstellen.

In der Regel wird *Phosphat* im Grundwasser nur selten angetroffen. Nach Schleyer & Kerndorf (1992) gibt es in der Literatur keine konkreten Angaben über Phosphatkonzentrationen in Grundwässern. Matthes (1990) nennt Zehntel oder Hundertstel mg/l im Grundwasser. Konzentrationen im Bereich von 0,5 mg/l werden nach Han-

nappel (1996) jedoch häufig in reduzierten Aquiferen angetroffen und sind auf Einträge aus der Landwirtschaft zurückzuführen. Die Phosphatkonzentration reduzierter Aquifere ist daher wegen deren häufiger Nitratfreiheit ein Indikator für die Belastung des Grundwassers aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung. In Regionen mit stauwassergeregelten Gewässern stellt häufig nicht das Nitrat, sondern das Phosphat den eutrophierenden Faktor dar.

Kalium wird bei der Verwitterung von Mineralien, insbesondere von Feldspäten, Sedimenten und belebten Böden, freigesetzt. Durch Ionenaustausch wird Kalium jedoch irreversibel an Tonminerale gebunden. Aus diesem Grund ist die Auswaschung überschüssiger Kaliumionen ins Grundwasser unter Böden mit hohem Schluff-, Lehm- und Tonanteil gering. In Böden mit geringem Tongehalt, z.B. in Sandböden, kann es zu einer Kaliumauswaschung als Folge intensiver Düngung kommen. Erhöhte Kaliumkonzentrationen im Grundwasser sind ein typisches Anzeichen für anthropogene Beeinflussungen des Grundwassers durch Abwässer oder aus der Landwirtschaft. Eine erhöhte Kalium-Konzentration kann daher in reduzierten (nitratreien) Aquiferen einen zusätzlichen Hinweis auf anthropogene Nitratreinträge liefern.

2.4 Referenzbereiche für nitratabbauende Grundwasserverhältnisse

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers (siehe Tab. 2) weist Nitratgehalte von weniger als 1 mg NO_3/l auf. Die weitgehende Nitratfreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer Sauerstofffreiheit verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan ($> 0,2 \text{ mg Fe(II)/l}$ bzw. $> 0,05 \text{ mg Mn(II)/l}$) auftreten. Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z.B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organische Substanzen. Daher ist oft auch der DOC, mit dem indirekt der Gehalt an organischer Substanz im Grundwasserleiter bestimmt wird, erhöht.

Wo diese reduzierenden Stoffe im Untergrund fehlen, bleibt der Nitratgehalt, den das neugebildete Grundwasser aufweist, größtenteils erhalten. Hierdurch können stark schwankende Nitratkonzentrationen auftreten, die je nach Eintrag an der Grundwasseroberfläche zwischen weniger als 1 mg NO_3/l und weit über 100 mg NO_3/l liegen können. Der Nitratgehalt des Grundwassers ist daher ein wichtiges Kriterium

Tab. 2: Referenzbereiche für potentiell nitratreduzierende Grundwasserverhältnisse.

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierter Grundwässer
Nitrat	< 1 mg NO ₃ /l	Je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 mg/ Fe (II)/l	< 0,2 mg/ Fe (II)/l
Mangan (II)	> 0,05 mg Mn (II)/l	< 0,05 mg Mn (II)/l
Sauerstoff	< 2 mg O ₂ /l	> 2 mg O ₂ /l

für die Klassifizierung einer grundwasserführenden Gesteinseinheit hinsichtlich des Nitratabbauvermögens. Kennzeichnend für den nicht nitratabbauenden Grundwassertyp ist weiterhin das Fehlen von Ionen des zweiwertigen Eisens und Mangans sowie das nur untergeordnete Auftreten von durch Kaliumpermanganat oxidierbaren Substanzen.

Um die grundwasserführenden Gesteinseinheiten nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) bzw. nicht nitratabbauende (oxidierte) Aquifere zu untergliedern, wurden in Anlehnung an DVWK (1992), Hannappel (1996), Obermann (1982), Hölting (1984) und Wendland (1992) Konzentrationsbereiche definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können. Bei diesen Bereichen handelt es sich nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern. In der Regel überlappen beide Grundwassertypen, so daß die in Tab. 2 dargestellten Konzentrationen als Orientierungswerte zu betrachten sind. Außerdem gilt der Grundsatz, daß nicht jeder Grundwassertyp alle in Tab. 2 aufgeführten Kennzeichen in der genannten Ausprägung aufweisen muß. Ist aber ein Wasser sauerstoffarm und nitratfrei und weist einen hohen Gehalt an Eisen und Mangan auf, so ist es damit als reduziert gekennzeichnet. Dabei fehlt übrigens jede Beziehung zwischen der Restkonzentration an Nitrat und der an Eisen etwa derart, daß der Nitratgehalt eines Wassers um so geringer wird, je eisen(II)-reicher es ist oder umgekehrt. Es läßt sich nur sagen, daß Wässer, deren Eisen(II)-Gehalte über 0,2 mg Fe(II)/l liegen, nur selten Nitratkonzentrationen enthalten, die größenordnungsmäßig über 1 mg NO₃/l liegen. Aufgrund dieser von Gerb (1958) erkannten Gesetzmäßigkeit wurde bei der statistischen Auswertung der Grundwasseranalysen in Kap. 6 und Kap. 7 auf eine Korrelation der gemessenen Konzentrationen der untersuchten Parameter (z.B. Nitratgehalt mit der Höhe der Eisen(II)- oder Sauerstoffkonzentration) verzichtet.

3

Hydrogeologische Gesteinseinheiten

3.1 Hydrogeologische Kartengrundlagen

Für eine regional differenzierte Analyse der grundwasserführenden Gesteinseinheiten hinsichtlich des Nitratabbauvermögens stellen Informationen aus hydrogeologischen und geologischen Karten eine wesentliche Grundlage dar. Diese Karten geben Aufschluß über die vom Grundwasser durchströmten Gesteine und sind wichtig für die raumbezogene Interpretation bestimmter Grundwasserbeschaffenheitsmuster. Um das Elbeinzugsgebiet flächendeckend abzubilden, wurden für die Teilgebiete der Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Bayern und Hessen die Hydrogeologische Grundkarte aus dem Hydrologischen Atlas der Bundesrepublik Deutschland (1978) digitalisiert. Für die Teilgebiete im Bereich der Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen wurde die Karte der Hydrogeologischen Einheiten der DDR (Eyrich et al., 1985) verwendet, welche bereits in einem früheren Forschungsvorhaben (Wendland et al., 1993) digitalisiert worden ist. Die digitalen Karten wurden getrennt im Vektorformat in das GIS GRASS importiert, zu einem flächendeckenden Datensatz für das Elbeinzugsgebiet zusammengefaßt und auf die verwendete Grundkarte des Elbeinzugsgebietes bezogen (für Details siehe Kunkel & Wendland, 1998). Die auf beiden hydrogeologischen Karten aufgeführten insgesamt 63 Legendeneinheiten wurden unter Berücksichtigung von Gesteinsbeschaffenheit, Genese und Grundwasserführung in insgesamt 17 hydrogeologische Einheiten zusammengefaßt (siehe Karte 1). Die Zusammenfassung folgte den Klassifizierungsmerkmalen von Eyrich et al. (1985), Gabriel et al. (1989) sowie den in Jordan & Weder (1995) beschriebenen regionalgeologischen Gliederungen. In Tab. 3 sind die Flächenanteile der hydrogeologischen Einheiten an der Gesamtfläche des Elbeinzugsgebietes aufgeführt. Im folgenden werden die betrachteten hydrogeologischen Gesteinseinheiten kurz beschrieben.

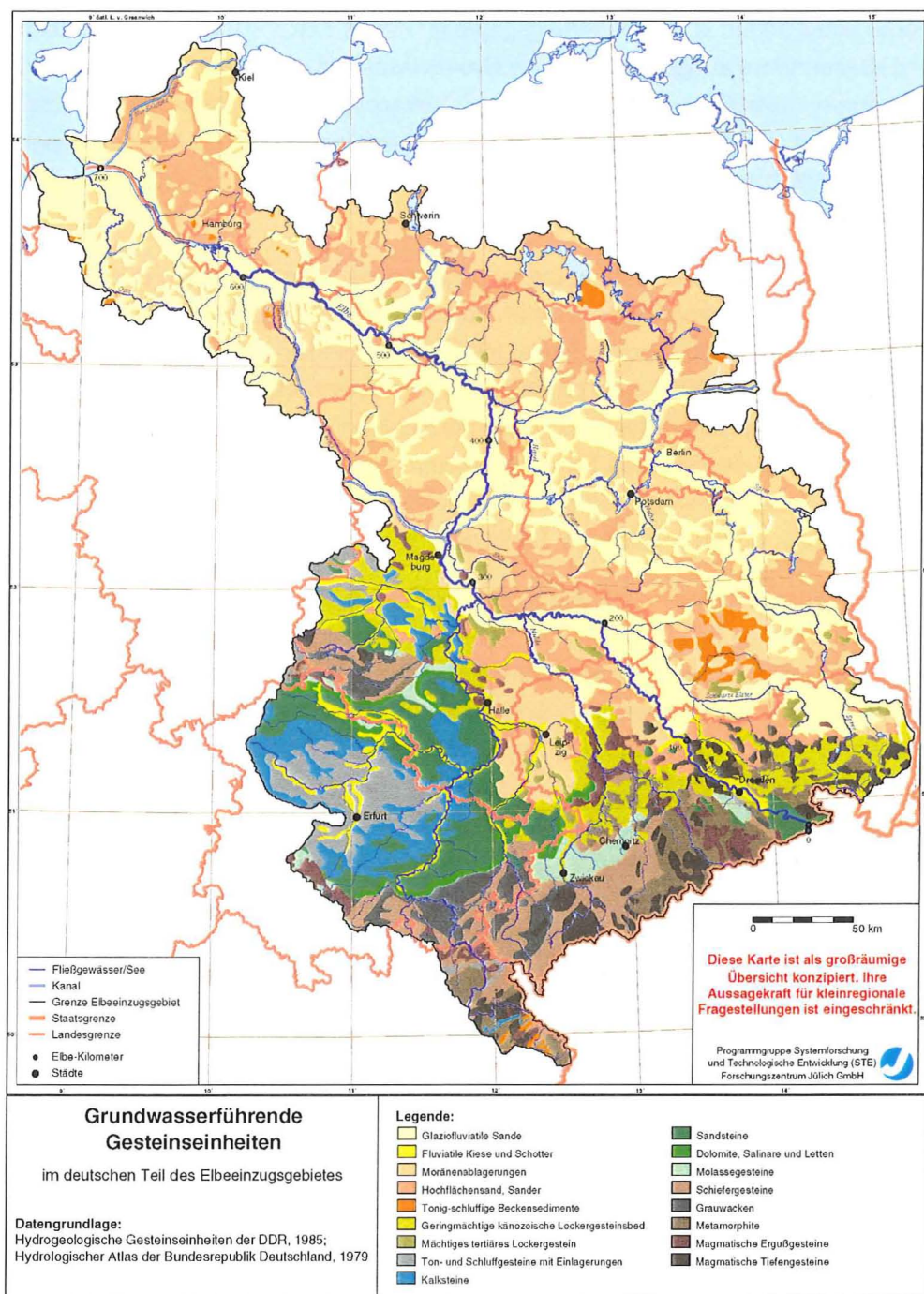
Tab. 3: Flächenanteil der hydrogeologischen Gesteinseinheiten an der Gesamtfläche des Elbeinzugsgebietes.

Hydrogeologische Gesteinseinheiten	Flächenanteil (gerundet)
Lockergestein	73 %
Glaziofluviale Sande der Niederungen	26 %
Kiese und Schotter im Festgesteinsbereich	2 %
Moränenablagerungen	24 %
Hochflächensand, Sander	14 %
Tonig-schluffige Beckensedimente	1 %
Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins	5 %
Tertiäres Lockergestein	1 %
Festgestein	27 %
Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen	3 %
Kalksteine	3 %
Sandsteine	5 %
Dolomite, Salinare und Letten	1 %
Molassegesteine	1 %
Schiefergesteine	4 %
Grauwacken	2 %
Metamorphite	2 %
Magmatische Ergußgesteine	3 %
Magmatische Tiefengesteine	3 %

3.2 Lockergestein

Ungefähr 73 % der oberen Grundwasserleiter des Elbeinzugsgebietes sind aus Lockergesteinen aufgebaut. Bei den in Tab. 3 aufgeführten Lockergesteinseinheiten handelt es sich um geologisch junge Ablagerungen (Quartär, zum Teil Tertiär), die ältere Festgesteine überdecken. Mächtige Lockergesteinsablagerungen liegen zu- meist in Senkungsgebieten oder Abtragungshohlformen und weisen eine Stockwerks- gliederung auf. Die Wasserführung findet intergranulär statt. Bei nutzbaren Hohl- raumanteilen zwischen 15 und 30 % können Lockergesteine bei ausreichender Mäch- tigkeit ergiebige Grundwasserleiter darstellen.

Glaziofluviale Sande sind die typischen Gesteinsablagerungen der pleistozänen Urstromtäler und Talauen im Norddeutschen Flachland. Es tritt überwiegend nur ein weit aushaltender oberflächennaher Grundwasserleiter auf, der nur örtlich in Stock-



Karte 1: Grundwasserführende Gesteinseinheiten im deutschen Teil des Elbeinzugsgebietes.

werke untergliedert ist. In Niederungsgebieten haben sich im Holozän örtlich Hoch- und Niedermoore ausgebildet, die das Grundwasser oft mit großen Mengen an Huminsäuren sowie Eisen- und Manganionen befrachten. Bei mittleren Mächtigkeiten von ca. 25 m stellen die Talbildungen im Lockergesteinsbereich des Elbeinzugsgebietes wichtige wasserwirtschaftlich nutzbare Aquifere dar, z.B. in Mittel- und Südbrandenburg.

Als **Kiese und Schotter** werden die für die Täler der Mittelgebirgsregionen des Elbeinzugsgebietes typischen fluviatilen Ablagerungen des Quartärs bezeichnet. Sie werden seitlich häufig durch schlecht leitende Festgesteine begrenzt; Randzufluß und Uferfiltration spielen eine große Rolle. Auch wenn es sich hierbei um relativ geringmächtige Aquifere handelt, die in der Regel nur wenig unter die Vorflut reichen, so stellen die Kies- und Schottervorkommen der Täler wichtige Grundwasserleiter der Festgesteinsregionen in Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen dar, die aufgrund ihrer Ergiebigkeit oft zur Trinkwassergewinnung genutzt werden.

Moränenablagerungen sind neben den glaziofluviatilen Sanden die am weitesten verbreitete hydrogeologische Gesteinseinheit im Elbeinzugsgebiet. Genetisch stellen Moränenablagerungen stark wechselnde glazigene Ablagerungen des Quartärs dar. Im heutigen Landschaftsbild sind sie morphologische Hochflächen. End- und Stauchmoränen werden während Stillstandslagen des Eises in der Nachbarschaft der Gletscherfront abgelagert, wohingegen Grundmoränen Rückstände von sich zurückziehenden Gletschern darstellen. Bei den Moränen handelt es sich in der Regel um bedeckte Grundwasserleiter, deren Grundwasserführung aufgrund häufig stark wechselnder Lagerungsverhältnisse in der Regel auf isolierte und/oder geringmächtige Kies- und Sandvorkommen beschränkt ist. Für die Wasserversorgung werden Grundwässer aus Moränengebieten regional genutzt, z.B. im nördlichen Brandenburg und in Mecklenburg-Vorpommern.

Bei den **Sandern** handelt es sich um sandige Ablagerungen, die durch Schmelzwässer vor dem Gletscher im Anschluß an Endmoränenzüge in Form von Schwemmkegeln abgelagert worden sind. Aufgrund ihrer geomorphologischen Position sowie ihrer vorwiegend sandigen Ausprägung sind sie z.B. in Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt für die Grundwassererschließung von Bedeutung. Von LUA (1996,a) werden die Sander als ausgesprochene Grundwasserneubildungsgebiete ausgewiesen. Grundwässer in Sanderregionen sind jedoch aufgrund des häufigen Fehlens bindiger Deckschichten durch flächenhafte Stoffeinträge mit dem Sickerwasser besonders gefährdet.

Tonig-schluffige Beckensedimente sind in der Regel glazilimnische, meist feinkörnige Ablagerungen quartärer Interstadiale, die eine nur lokale an größere Einschaltungen gebundene Grundwasserführung besitzen. Gehäuft tritt diese Gesteinseinheit nur im südlichen Brandenburg auf. Auf das gesamte Elbeeinzugsgebiet bezogen liegt der Flächenanteil dieser Gesteinseinheit bei ca. 1 %.

Als **geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins** wurden nicht flächendeckend auftretende, quartäre (Randpleistozän) und tertiäre (Tertiärrandtyp) Sedimente im Übergang zum Festgesteinsbereich zusammengefaßt. Diese treten in unterschiedlicher genetischer Form auf, zum Beispiel als Verwitterungs- und Hangschuttdecken, als Pleistozändecke, als Randbildungen sowie als Rinnen und Depressionsauffüllungen. Für die Grundwassererschließung sind sie zumeist nur von örtlicher Bedeutung, z.B. in Sachsen-Anhalt.

Bei den **tertiären Lockergesteinen** handelt es sich um mächtige sandige bis pelitische Ablagerungen, die nur vereinzelt (ca. 1 % der Gesamtfläche) an der Oberfläche anstehen. Sandige Schichtkomplexe weisen nur lokal in Rinnen oder Senken größere Mächtigkeiten und eine gute Wasserführung auf. Die tertiären Lockergesteine werden daher nur teilweise wasserwirtschaftlich genutzt, zum Beispiel im südlichen Brandenburg.

3.3 Festgestein

Ungefähr 27 % der oberen Grundwasserleiter des Elbeeinzugsgebietes bestehen aus Festgesteinen. Dort ist die Grundwasserführung an Klufthohlräume, bei Karbonatgesteinen zum Teil auch an Verkarstungshohlräume gebunden. Dies führt zu einer sehr heterogenen Wasserführung der Festgesteinsaquifere. Aufgrund ihres häufig geringen Hohlraum- und Speichervolumens zeigen Festgesteinsregionen einen deutlichen innerjährlichen Gang des Abflußverhaltens und weisen im allgemeinen hohe Anteile an schnell abfließendem Direktabfluß auf (vergleiche hierzu beispielsweise Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, 1996; Kunkel & Wendland, 1998). Die Aquifere der Festgesteinsregion weisen häufig eine ungenügende Grundwassergeschütztheit und eine dementsprechend hohe Kontaminationsgefährdung auf. Basierend auf lithologischen, genetischen und hydrogeologischen Kriterien konnten zehn hydrogeologische Gesteinseinheiten in der Festge-

steinregion ausgewiesen werden. Bis auf die Gesteinseinheit „Sandsteine“ liegt jedoch die Verbreitung der übrigen hydrogeologischen Gesteinseinheiten im Elbeeinzugsgebiet bei jeweils unter 5 % (vgl. Tab. 3).

Unter der Gesteinseinheit **Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen** werden die Wechselfolgen aus Ton- und Schluffgesteinen mit Sand-, Mergel-, Kalkstein, Dolomit und Gips des Keupers zusammengefaßt. Infolge des raschen Wechsels von gut und kaum wasserwegsam Schichten ist die Grundwasserführung des Keupers überwiegend gering. Vor allem in Thüringen gibt es große Bereiche, die aus dieser Gesteinseinheit aufgebaut sind.

Bei den **Kalksteinen** handelt es sich vor allem um die triassischen Gesteinsfolgen des Muschelkalks. Bei wechselnden Mächtigkeiten und in Abhängigkeit von lokalen Verkarstungserscheinungen sowie der Ausbildung des Kluftsystems ist die Grundwasserführung im Muschelkalk uneinheitlich. Große Störungszonen wirken meist als Haupttransitwege des Grundwassers. Die Hauptverbreitungsgebiete dieser Gesteinseinheit im Elbeeinzugsgebiet liegen in Sachsen-Anhalt und Thüringen.

Die hydrogeologische Einheit **Sandstein** ist vor allem in Sachsen-Anhalt und Thüringen weit verbreitet und wird vorwiegend von verfestigten, quarzreichen roten triassischen Sedimentgesteinen aufgebaut. Typischerweise handelt es sich um großräumig abgelagerte Schichtpakete unterschiedlicher Mächtigkeit und Korngröße. Die Wasserführung ist meist auf Klüfte beschränkt; eine intergranuläre Wasserführung ist jedoch möglich. Es handelt sich um für die Wasserwirtschaft wichtige Festgesteinsaquifere, deren Ergiebigkeit nach Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (1996) von dem summarischen Poren- und Klufthohlraum abhängig ist, der wiederum durch den tektonischen Auflockerungsgrad differenziert wird. Gemeinhin wird das obere Grundwasserstockwerk wasserwirtschaftlich genutzt.

Die hydrogeologische Gesteinseinheit Randzechstein (Eyrich et al., 1985) besteht aus Dolomiten und Kalksteinen mit eingelagerten tonigen Schichten (Letten). Größere Aufschlüsse dieser Gesteinseinheit finden sich an den Rändern des Triasbeckens in Sachsen-Anhalt und Thüringen. Die Wasserführung ist an die Dolomite und Kalksteine gebunden, die Verkarstungserscheinungen aufweisen. Von Gabriel & Ziegler (1997) wird diese Gesteinseinheit als **Dolomite, Salinare und Letten** bezeichnet. Für die vorliegende Untersuchung wurde diese Bezeichnung übernommen.

Als **Molassegesteine** werden die sedimentären Abfolgen von Konglomeraten, Arkosen, Sandstein und Schiefertonzwischenlagen aus dem Oberkarbon bis Rotliegenden bezeichnet, die vor allem im westlichen Sachsen auftreten. Bei dieser Gesteinsabfolge handelt sich um intramontane Beckenablagerungen, die am Rand der variszischen Gebirge abgelagert worden sind. In den Konglomeraten ist ein dichtes Netz von Störungssystemen ausgebildet, die eine gute Grundwasserführung aufweisen und häufig zur Wasserversorgung genutzt werden.

Unter der Gesteinseinheit **Schiefergesteine** werden nach Angaben des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (1996) Gesteine des paläozoischen Grundgebirges, wie zum Beispiel Tonschiefer und Schiefer-ton, Schalesteine und Flyschgesteine, zusammengefaßt. Ebenso wie bei der Gesteinseinheit Grauwacken handelt es sich um tektonisch stark beanspruchte, hydrodynamisch gleichartige Gesteine, die z.B. den Harz und weite Teile des Thüringer Schiefergebirges aufbauen. Die Wasserführung dieser Gesteine ist praktisch nur in der oberen Verwitterungszone sowie in untereinander verbundenen Kluft- und Zerrüttungs-zonen bedeutungsvoll und auf den nächsten Vorfluter ausgerichtet. Es überwiegen die schnellen oberflächennahen Grundwasserabflußkomponenten (Thüringer Ministeri-um für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, 1996).

Bei den im Elbeinzugsgebiet auftretenden **Metamorphiten** handelt es sich über-wiegend um paläozoische Gneise, Glimmerschiefer und Phyllite, die vor allem in Sachsen auftreten. Eine nennenswerte Grundwasserführung ist auf Kluft- und Zer-rüttungszonen beschränkt. Die Gebietsentwässerung erfolgt vorwiegend über eine geringmächtige Verwitterungs- und Auflockerungszone zum nächsten Vorfluter.

Bei den **magmatischen Ergußgesteinen** handelt es sich vorwiegend um einen Kom-plex von Rotliegendevulkaniten unterschiedlicher Varietäten, die z.B. in Thüringen und Sachsen auftreten. Die Grundwasserführung ist je nach Ausdehnung und Mäch-tigkeit unterschiedlich bedeutend. Vorkommen mit Deckenergüssen sind geometrisch und hydrologisch mit den Sedimentgesteinen vergleichbar. Ein Stockwerksbau kann durch eingeschaltete Tuff- und Sedimentlagen verursacht werden. Vulkanische Schlote sind im allgemeinen ohne wasserwirtschaftliche Bedeutung.

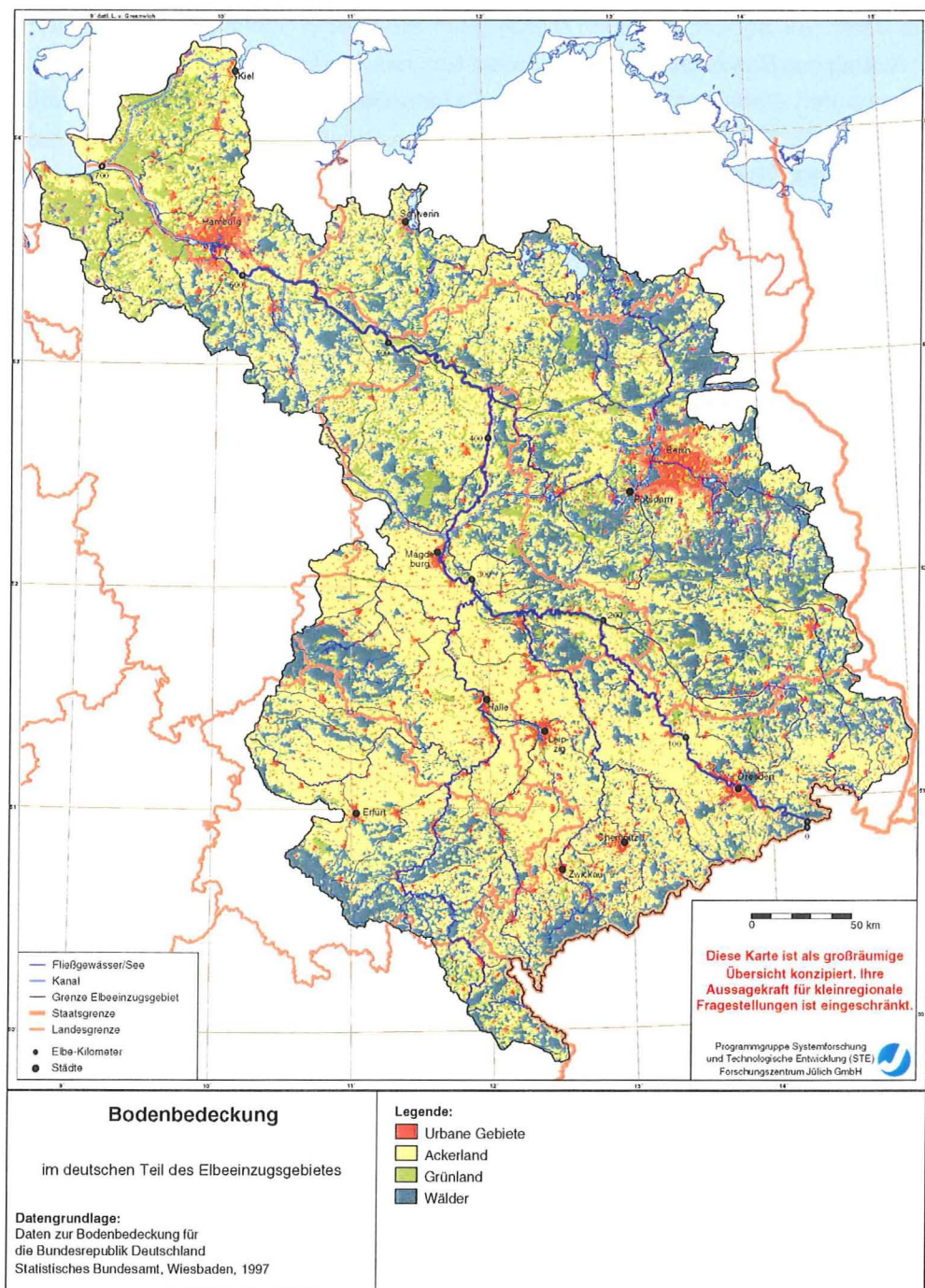
In die Gruppe der **magmatischen Tiefengesteine** gehören vor allem die in Sach-sen verbreiteten variszischen Granite, die einen zum Teil hohen Zerklüftungsgrad aufweisen. Da größere durchgehende Störungssysteme fehlen und die Klüfte häufig mit pelitischem Verwitterungsmaterial gefüllt sind, ist die Wasserwegsamkeit einge-

schränkt. Die Gebietsentwässerung erfolgt in gleicher Weise wie bei den Metamorphiten und Schiefergesteinen, daß heißt überwiegend als Zwischenabfluß in der Verwitterungs- und Auflockerungszone.

3.4 Flächennutzung

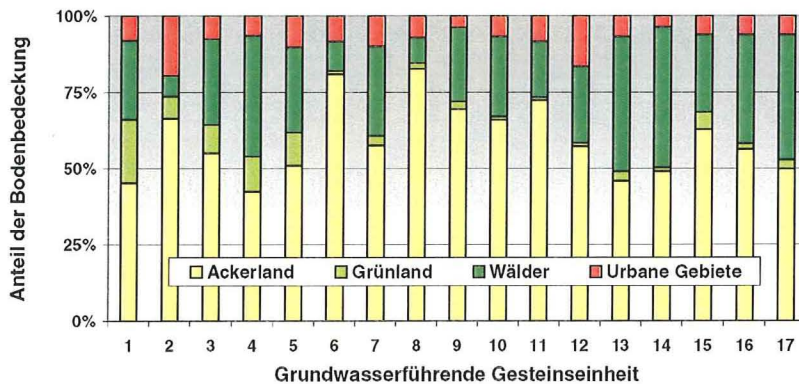
Die Bodenbedeckung einer grundwasserführenden Gesteinseinheit liefert wichtige Hintergrundinformationen für die Interpretation der gemessenen Nitratgehalte. So ist davon auszugehen, daß die Hauptnitratemissionen auf ackerbaulich genutzte Flächen zurückgeführt werden können. Demgegenüber stellt die Grünlandnutzung die schonendste Form der landwirtschaftlichen Nutzung dar (LAWA, 1995). Zu beachten ist in diesem Zusammenhang jedoch, daß Grünlandflächen in manchen Regionen Güllehochlastflächen darstellten, aus denen eine langfristige Nitratfreisetzung erfolgen kann. In bewaldeten Gebieten stellen erhöhte Nitratemissionen bisher ein regional begrenztes Phänomen dar, welches auf atmosphärische Stickstoffdepositionen zurückzuführen ist (LAWA, 1995).

Aus diesen Gründen sind Informationen über den dominierenden Typ der Landnutzung im Einzugsgebiet der Meßstelle für die Beurteilung der Nitratgehalte im Grundwasser prinzipiell wichtig. Es kann jedoch nur für unmittelbar an der Grundwasseroberfläche gewonnene Grundwasseranalysen davon ausgegangen werden, daß die Belastungssituation und Grundwasserdynamik im Einzugsgebiet der Meßstelle wiedergespiegelt wird. Genaue Informationen über die Entnahmetiefe der Grundwasserproben in Bezug auf die Grundwasseroberfläche standen jedoch nicht zur Verfügung (vgl. hierzu auch Kap. 6). Außerdem konnte auf Basis der verfügbaren Daten nicht festgestellt werden, ob die zum Zeitpunkt der Probennahme vorherrschende Landnutzung identisch mit der in dem Datensatz zur Bodenbedeckung (Statistisches Bundesamt, 1997) ausgewiesenen Landnutzung aus dem Zeitraum 1989–1992 ist. Die Bodenbedeckung wurde daher nicht im Detail für die Charakterisierung der einzelnen Meßstellen berücksichtigt. Als wichtige Hintergrundinformation wurde jedoch der (aktuelle) Anteil der ackerbaulich genutzten Flächen über einer hydrogeologischen Gesteinseinheit in die großräumige Interpretation der gemessenen Nitratgehalte einbezogen.



Karte 2: Bodenbedeckung im deutschen Teil des Elbeinzugsgebietes.

Die Daten zur Bodenbedeckung entstammen einem vom Statistischen Bundesamt im Auftrag des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) aufgebauten Datenbestand *Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland*. Er basiert auf der Auswertung von Satellitenbildern aus den Jahren 1989 bis 1992 (siehe hierzu auch Statistisches Bundesamt, 1997). Die methodische Konzeption zur Erhebung der Bodenbedeckungsdaten geht auf das inzwischen ausgelaufene Programm CORINE (Coordination of Information on the Environment) der Europäischen Gemeinschaft zurück. Der entstehende Datenbestand bildet einerseits ein wesentliches Element des Umweltinformations- und Umweltbeobachtungsnetzwerkes EIONET (Environmental Information and Observation Network) der Europäischen Umweltagentur. Andererseits steht er als Basisdatenbestand für das statistische Informationssystem zur Bodennutzung (STABIS) und andere nationale geographische Informationssysteme zur Verfügung. Die Datenerhebung sieht den Nach-



Lockergestein

- 1 Glaziofluviale Sande
- 2 Fluviale Kiese und Schotter
- 3 Moränenablagerungen
- 4 Hochflächensand, Sander
- 5 Tonig-schluffige Beckensedimente
- 6 Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins
- 7 Mächtiges tertiäres Lockergestein

Festgestein

- 8 Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen
- 9 Kalksteine
- 10 Sandsteine
- 11 Dolomite, Salinare und Letten
- 12 Molassegesteine
- 13 Schiefergesteine
- 14 Grauwacken
- 15 Metamorphite
- 16 Magmatische Ergußgesteine
- 17 Magmatische Tiefengesteine

Abb. 2: Anteil unterschiedlicher Bodenbedeckungen für die grundwasserführenden Gesteinseinheiten im Elbeinzugsgebiet.

weis der konkreten geographischen Lage jeder homogen bedeckten Bodenfläche vor. Dem Vektordatenbestand über die Bodenbedeckung liegt ein Erhebungsmaßstab von 1:100000 mit einer Erfassungsgrenze von 25 ha bzw. 100 m Breite bei linearen Objekten zugrunde. Das Datenerhebungskonzept der EU unterscheidet 44 Bodenbedeckungskategorien. Im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes sind davon insgesamt 29 vertreten. Die dort ausgewiesenen Bodenbedeckungskategorien wurden in die Gruppen *Ackerland*, *Grünland*, *Wälder* und *urbane Gebiete* zusammengefaßt.

Karte 2 zeigt als Übersicht die Bodenbedeckung im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes. Abb. 2 gibt den relativen Anteil der Bodenbedeckungskategorien für jede betrachtete grundwasserführende Gesteinseinheit (siehe Kap. 3.1) wider. Abb. 2 macht deutlich, daß die Anteile der ackerbaulich genutzten Flächen im Einzugsgebiet der Elbe bei derzeit insgesamt ca. 51 %, der Anteil der Waldflächen bei ca. 27 % und der Anteil des Grünlandes bei ca. 10 % liegt. Für die einzelnen hydrogeologischen Einheiten ergeben sich jedoch hiervon durchaus abweichende Verteilungen. So liegt der Anteil der Ackerflächen auf den Böden der Gesteinseinheiten „Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen“, „Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen“, „Kalksteine“, „Sandsteine“ und „Dolomite, Salinare und Letten“ zum Teil weit über 65 %, während der Anteil der Ackerflächen auf den Böden der Gesteinseinheiten „Glaziofluviatile Sande“, „Hochflächensand, Sander“ und „Schiefergesteine und Grauwacken“ bei unter 45 % liegt. Für die übrigen Gesteinseinheiten liegen die Anteile der ackerbaulich genutzten Böden zwischen 45 % und 65 %. Flächenmäßig hohe Waldanteile (40 % und mehr) treten vor allem in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten „Sander“, „Schiefergesteine und Grauwacken“ sowie „Magmatische Tiefengesteine“ auf. Die geringsten Waldanteile weisen die Gesteinseinheiten „Fluviatile Kiese und Schotter“ (< 10 %), „Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen“ sowie „Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen“ auf. Nennenswert hohen Grünlandanteil (ca. 20 %) weisen nur die „Glaziofluviatilen Sande“ auf.

4

Grundwasser- gütedaten

4.1 Verwendete Datenbestände

Zuverlässige Aussagen über die hydrochemischen Eigenschaften der grundwasserführenden Gesteinseinheiten im Elbe-Einzugsgebiet können nur getroffen werden, wenn für die betrachteten grundwasserführenden Gesteinseinheiten eine ausreichend große Anzahl von Grundwasseranalysen in möglichst homogener räumlicher Verteilung vorliegt. Für das Vorhaben standen zwei Datenquellen zur Verfügung:

- Datenauszüge aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten der ehemaligen DDR ,
- Daten aus den Basismeßnetzen zur Grundwasserüberwachung der Bundesländer.

Daten der Hydrogeologischen Erkundungsberichte

Die verwendeten Datenauszüge aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten stammen aus ca. 8100 Grundwassermeßstellen und wurden im Zeitraum von ca. 1960 bis 1989 gewonnen. In der überwiegenden Mehrzahl handelt es sich hierbei um einfach ausgebaute Meßstellen, für die teilweise einfach, zum Teil aber auch Mehrfachbeprobungen vorgenommen worden sind (Hannappel, 1996). Bei Vorliegen von Mehrfachbeprobungen einer Meßstelle wurde jeweils eine repräsentative Analyse pro Meßstelle für die Auswertung verwendet. Dahinter steht die Vorstellung, daß das hydrochemische Milieu im Sinne der Unterscheidung in ein reduziertes oder oxidiertes Grundwasser weitgehend unabhängig vom Zeitpunkt der Probennahme an einer Meßstelle ist. Im Hinblick auf die großräumige Beurteilung des hydrochemischen Milieus bzw. des Nitratabbauvermögens im Grundwasser ist es vielmehr entscheidend, daß an möglichst vielen Meßstellen einer bestimmten grundwasserführenden Gesteinseinheit vergleichbare Milieubedingungen auftreten. Auf Analysen zum Trendverhalten einzelner Grundwasserparameter, zum Beispiel der Nitratgehalte, wurde aus diesem Grunde verzichtet.

Neben Angaben zur Entnahmetiefe der Probe, Endteufe der Bohrung sowie Hoch- und Rechtswert waren in den Datenauszügen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte Angaben zu folgenden Beschaffenheitsdaten enthalten:

- Nitrat
- Sauerstoff
- Eisen(II)
- Mangan(II)
- Sulfat.

Da die Beprobung der Meßstellen über eine große Zeitspanne erfolge und darüber hinaus von unterschiedlichen Einrichtungen durchgeführt wurde, sind Inhomogenitäten der Daten zu erwarten. Zu berücksichtigen sind in diesem Zusammenhang auch analytische Inhomogenitäten, z.B. eine unterschiedliche Konservierung der Grundwasserproben. Einschränkend muß weiterhin erwähnt werden, daß eine Reihe wichtiger Parameter zur Typisierung des Nitratabbauvermögens nicht in dem für die Auswertung zur Verfügung stehenden Datensatz enthalten sind (z.B. keine Angaben über den pH-Wert und das Redoxpotential, sowie über die Gehalte an Kalium und organischer Substanz). Aus diesem Grund konnten außerdem die Analysen nicht auf Plausibilität hin überprüft werden, zum Beispiel durch Erstellung von Ionenbilanzen. Grundwasseranalysen mit fragwürdigen Einzelwerten wurden daher nicht in die Auswertung einbezogen.

Der Austrag von Nitrat in die Oberflächengewässer ist vor allem an die unterirdischen Abflußanteile gebunden. Der grundwasserbürtige Abfluß im Elbeinzugsgebiet kann je nach Region weniger als 20 % oder mehr als 90 % des Gesamtabflusses betragen (Kunkel & Wendland, 1998). Größtenteils strömt der grundwasserbürtige Abfluß den Oberflächengewässern über das obere Grundwasserstockwerk zu. Tiefere Grundwasserstockwerke nehmen nur lokal begrenzt und mengenmäßig im allgemeinen in nur untergeordnetem Maße am aktiven Wasserkreislauf teil (Einsele, 1990). Für eine großräumige Untersuchung der Nitratabbaueigenschaften des Grundwassers ist es daher vor allem wichtig, Grundwasseranalysen aus dem oberen Grundwasserstockwerk der grundwasserführenden Gesteinseinheiten zu berücksichtigen.

Bei der Auswertung der Entnahmetiefen zeigte sich, daß mehr als 80 % aller Grundwasseranalysen aus einer Tiefe von weniger als 45 m stammen. Für die meisten Analysen aus diesem Tiefenbereich kann angenommen werden, daß sie aus dem oberen Grundwasserstockwerk stammen. In die Auswertungen wurden jedoch alle Analysen einbezogen, die aus Tiefen von weniger als 100 m stammen. Auf diese Weise sollte gewährleistet werden, daß Analysen aus Regionen, in denen das obere Grundwasserstockwerk große Mächtigkeiten (z.B. in Urstromtälern) aufweist oder

große Flurabstände (z.B. in Festgesteinsregionen) auftreten, auf alle Fälle in die Auswertungen einbezogen werden.

Trotz dieser Einschränkungen erwiesen sich die Daten aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten aufgrund der hohen Anzahl der Entnahmestellen als sehr gut zur hydrochemischen Typisierung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten hinsichtlich des Nitratabbauvermögens geeignet.

Daten aus den Monitoringmeßnetzen der Bundesländer

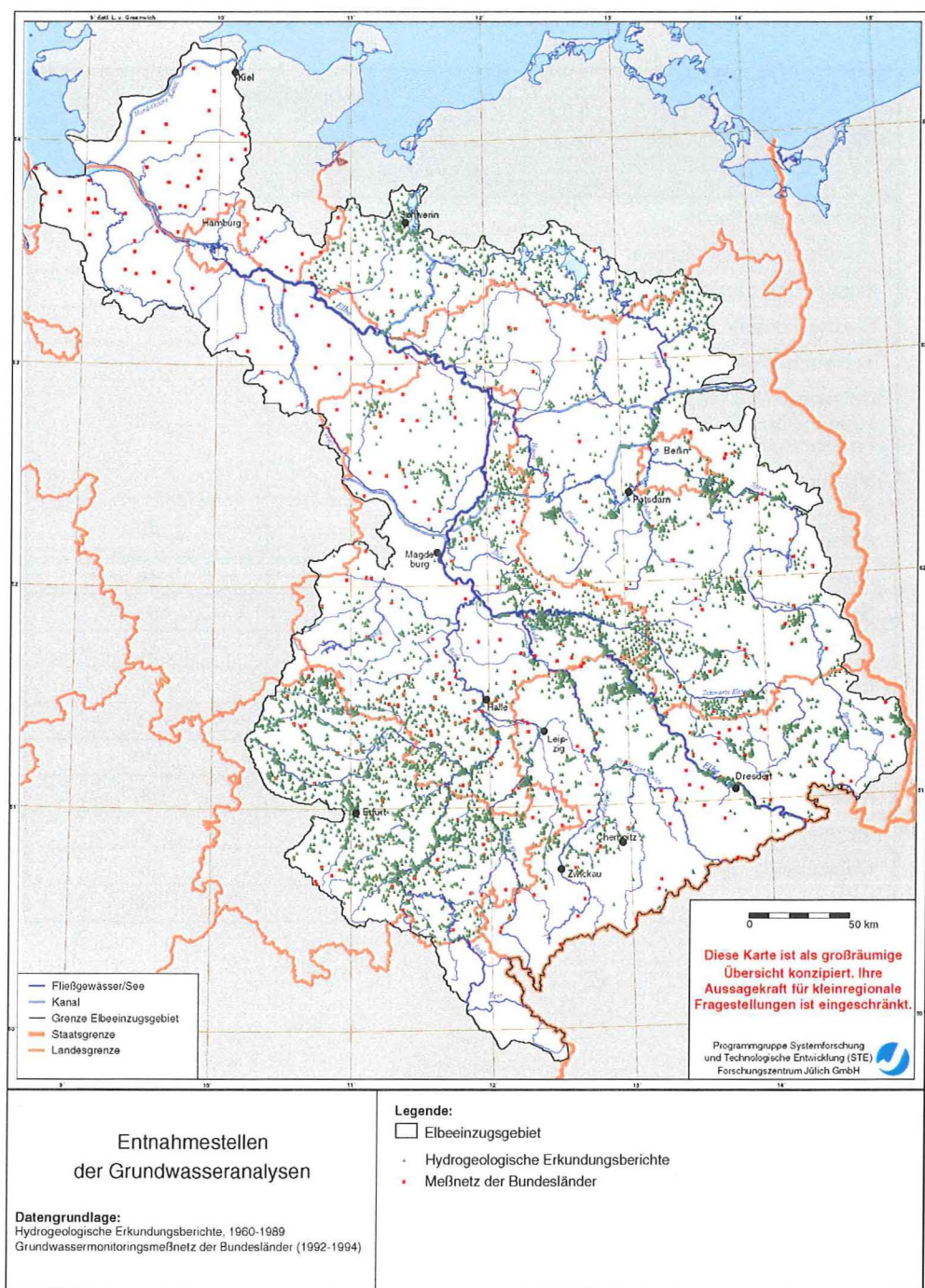
Der Datensatz aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten wurde um aktuellere Daten aus den Monitoringmeßnetzen der Bundesländer ergänzt. Diese Daten befinden sich in den Beständen der Landesumweltämter sowie des Umweltbundesamtes (UBA). Der für das Gebiet der östlichen Bundesländer ausgewertete Datensatz umfaßt den Zeitraum von sechs Folgemessungen in den Jahren 1992, 1993 und 1994 an ca. 300 Grundwassermeßstellen. Er wurde im Rahmen des UBA-Forschungsprojektes *Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffungsmeßnetzes in den neuen Bundesländern* einer zusammenfassenden Auswertung unterzogen (UBA, 1995). Der Datensatz wurde den Autoren für die Untersuchung der Grundwassergüte im Elbeinzugsgebiet vom UBA zur Verfügung gestellt. Daten aus den Basismeßnetzen der Bundesländer Schleswig-Holstein und Niedersachsen wurden von den zuständigen Landesbehörden zur Verfügung gestellt. Insgesamt handelte es sich dabei zusätzlich um weitere ca. 100 Analysen aus dem Zeitraum 1987–1992.

Der wesentliche Unterschied zu den Daten aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten besteht darin, daß es sich um Vollanalysen handelt, bei denen zum Teil mehr als 30 Grundwasserparameter erfaßt wurden. Aufgrund der geringen Meßstellendichte wären die Grundwasseranalysen aus den Monitoringmeßnetzen der Bundesländer alleine aber nicht ausreichend, um statistisch relevante Aussagen zum Grundwassermilieu in den hydrogeologischen Gesteinseinheiten treffen zu können. Sie ermöglichen es jedoch aufgrund ihrer Aktualität bei ausreichendem Stichprobenumfang, die auf Basis der Daten aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten getroffene Klassifizierung der hydrogeologischen Gesteinseinheiten hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens auf Repräsentanz für die gegenwärtige Situation hin zu überprüfen.

4.2 Anzahl und geographische Lage der Meßstellen

Die im letzten Abschnitt beschriebenen Datensätze sind unterschiedlich strukturiert und differieren hinsichtlich der Art und Anzahl an Beschaffenheitsdaten und hinsichtlich der Darstellung als repräsentative Mittelwerte oder als Zeitreihen. In einem ersten Schritt wurden die Daten daher in eine einheitliche Form gebracht und in das Datenbanksystem ORACLE überführt. Hierbei wurden die Datensätze auf einen geschlossenen Satz von Beschaffenheitsparametern mit gleichen Einheiten reduziert. So erfolgte beispielsweise eine Umrechnung von Nitrat-Stickstoff auf Nitrat. Weiterhin erfolgte bei Zeitreihen eine Zusammenfassung auf den Median, wobei von der Annahme ausgegangen werden konnte, daß die Meßwerte einer Beschaffenheitsreihe nicht signifikant von potentiellen Meßfehlern beeinflußt sind. Vor der Bildung des Medians wurden fehlende, also nicht gemessene Werte, eliminiert. Bei Meßwerten unter der Nachweisgrenze wurden die von Schleyer & Kerndorff (1992) und Hannappel (1996) angegebenen Werte angesetzt. Als Stammdaten wurden die geographischen Koordinaten, der Name des Urdatensatzes, die Geländeoberkante, die Entnahmetiefe und, wenn vorhanden, die Geologie und der Ruhewasserspiegel in die Datenbank aufgenommen. An Beschaffenheitsparametern wurden Platzhalter für die Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Säuren- und Basenkapazität, Kalzium, Magnesium, Härte, Natrium, Kalium, Eisen, Mangan, Chlorid, Sulfat, DOC, TOC, Sauerstoff, Kaliumpermanganatverbrauch, Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Hydrogenkarbonat eingerichtet. Bei den Grundwasseranalysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte wurde jedoch, wie bereits beschrieben, nur auf eine begrenzte Anzahl von Parametern untersucht. Zudem wurden nicht bei jeder Grundwasseranalyse alle für die Beurteilung des Nitratabbauvermögens relevanten Parameter (Nitrat, Sauerstoff, Eisen(II), Mangan(II), Sulfat) erfaßt, wodurch die Anzahl der pro Gesteinseinheit für die fünf unterschiedlichen Parameter vorliegenden Stichproben differiert (siehe beispielsweise Tab. 5).

Die Gesamtanzahl der berücksichtigten Grundwasseranalysen beträgt ca. 8500. Tab. 4 gibt die Anzahl der Meßpunkte für die einzelnen Gesteinseinheiten wider. Karte 3 zeigt die geographische Lage der für die hydrogeochemische Auswertung zur Verfügung stehenden Grundwasseranalysen im Elbeeinzugsgebiet. Für alle 17 ausgewiesenen hydrogeologischen Gesteinseinheiten (siehe Karte 1 und Tab. 3) war es aufgrund der räumlichen Verteilung und der Gesamtzahl der Meßpunkte möglich, Auswertungen durchzuführen, die als repräsentativ für die jeweilige hydrogeologische Einheit angesehen werden können.



Karte 3: Entnahmestellen der untersuchten Grundwasseranalysen.

Tab. 4: Anzahl der Meßpunkte in den betrachteten hydrogeologischen Einheiten.

Hydrogeologische Einheit	Anzahl der Meßpunkte	
	Hydrogeologische Erkundungsberichte	Basismeßnetz der Bundesländer
Glaziofluviale Sande	2031	105
Fluviale Kiese und Schotter	1031	43
Moränenablagerungen	1268	102
Hochflächensand, Sander	1006	44
Tonig-schluffige Beckensedimente	68	3
Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins	203	17
Mächtiges tertiäres Lockergestein	35	1
Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen	487	10
Kalksteine	349	16
Sandstein	945	37
Dolomite, Salinare und Letten	106	2
Molassegesteine	132	9
Schiefergesteine	122	11
Grauwacken	117	
Metamorphite	66	8
Magmatische Ergußgesteine	101	15
Magmatische Tiefengesteine	84	9
Summe:	8151	432

5

Grundlagen der statistischen Analyse

Stoffkonzentrationen im Grundwasser schwanken zeitlich und räumlich. Unter der Voraussetzung, daß die Stichproben einer grundwasserführenden Gesteinseinheit entstammen und keine Tenderscheinungen aufweisen, unterliegt eine genügend große Stichprobenanzahl einer zeitlichen und räumlichen Verteilung. Die zeitliche Verteilung der Beschaffenheitsparameter aus einer hydrogeologischen Einheit ist meist symmetrisch und eingipfelig und wird unter anderem durch jahreszeitliche Schwankungen des Grundwasserspiegels hervorgerufen. Die räumliche Verteilung der Beschaffenheitsparameter aus einer grundwasserführenden Gesteinseinheit, die hier untersucht wird, folgt jedoch fast immer einer logarithmischen Verteilungsfunktion. Schon aus der Tatsache heraus, daß eine Konzentration nicht negative Werte annehmen kann, sind unsymmetrische Verteilungen zu erwarten. Eine stark schiefe Verteilung tritt insbesondere dann auf, wenn die Streubreite in der Größenordnung des Medians liegt.

Mit Hilfe der in Kap. 5 beschriebenen Vorklassifizierung wurden die zur Verfügung stehenden Grundwasseranalysen den im Elbeinzugsgebiet auftretenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten zugeordnet. Die Auswertung der in Kap. 2.3 aufgeführten Grundwasserparameter erfolgte gesondert für jede grundwasserführende Gesteinseinheit durch Betrachtung jeweils eines hydrochemischen Kennwertes (univariate Statistik). Hierzu wurden zunächst die Häufigkeitsverteilungen der Parameter ermittelt. Um die Verteilungen eines hydrochemischen Kennwertes für unterschiedliche hydrogeologische Einheiten vergleichen zu können, wurden die absoluten Häufigkeiten der jeweiligen Verteilung in relative Häufigkeiten überführt.

In einem ersten Schritt wurden die Verteilungen der betrachteten hydrochemischen Kennwerte für jede hydrogeologische Einheit in Form von Histogrammen graphisch dargestellt. Der Vorteil von Histogrammen ist die Möglichkeit, relativ einfach auf optische Weise die Charakteristik einer Verteilung feststellen zu können. Im Regelfall weist die Verteilung eines hydrochemischen Kennwerts, sofern die Proben einem Wassertyp entstammen, nur einen Wert (beispielsweise eine Konzentration) mit maximaler Häufigkeit auf. Die anderen Werte können sich symmetrisch oder asymmetrisch (links-/rechtsschiefe Verteilung) an dieses Maximum anschließen. Gibt es zwei oder mehrere Maxima, so kann dies bei einem genügend großen Stichprobenumfang darauf hindeuten, daß die Proben aus zwei oder mehreren Wassertypen stammen. Anhand von Histogrammen kann außerdem die Streuung der Daten abgeschätzt werden. Daten mit großer Varianz bilden flache, breite Kurven, während bei geringer Varianz hohe, enge Kurven dicht um das Maximum der Verteilung auftreten.

Zur graphischen Darstellung der Verteilungen in einem Histogramm müssen die auftretenden Werte in Intervalle (Klassen) zusammengefaßt werden. Um zu gewährleisten, daß nur unwesentliche Einzelanalysen ausgeschieden werden, die Charakteristik der Verteilung insgesamt aber erhalten bleibt, erfolgte die Festlegung der Klassenbreite K anhand der folgenden Richtwerte (z.B. DVWK, 1990):

$$K \equiv \begin{cases} \sqrt{N} & \text{für } N \leq 1000 \\ 10 \cdot \log(N) & \text{für } N > 1000 \end{cases} \quad \text{Gl. 4}$$

N bezeichnet hierbei die Anzahl der Meßwerte. Unter Umständen kann diese Vorgehensweise dazu führen, daß durch Extremwerte große Klassenbreiten ausgewiesen werden, so daß z.B. alle Meßwerte in lediglich zwei oder drei Klassen fallen und die Verteilungskurven keine hohe Aussagekraft besitzen. In einem solchen Fall wurde die ausgewiesene Klassenbreite derart angepaßt, daß alle hohen Extremwerte in einer Klasse zusammengefaßt wurden.

Zur Analyse und Bewertung des hydrochemischen Milieus der Grundwässer wurden, neben der graphischen Darstellung der Verteilungen, auch die Kenngrößen der Verteilungen quantifiziert und interpretiert. Abb. 3 gibt einen Überblick über die betrachteten Kenngrößen am Beispiel einer eingipfeligen, rechtsschiefen Verteilung. Die dort dargestellten Verteilungskenngrößen werden im folgenden im Hinblick auf ihre Bedeutung für die statistische Auswertung von Grundwasseranalysen beschrieben. Für Details hierzu sei auf die einschlägige Literatur verwiesen.

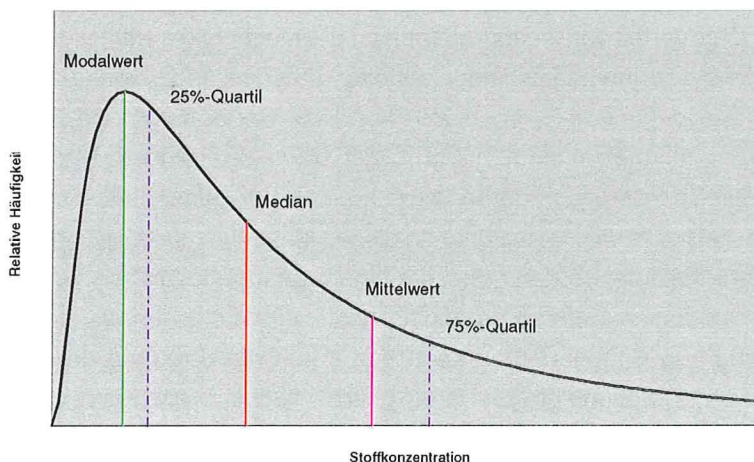


Abb. 3: Kenngrößen einer Verteilung.

Charakterisierung des Datenschwerpunktes

Zur Charakterisierung „mittlerer Verhältnisse“ für die Konzentrationen eines bestimmten Grundwasserinhaltsstoffs in einer bestimmten grundwasserführenden Gesteinseinheit können verschiedene Kenngrößen der Konzentrationsverteilung angegeben werden, die sich alle auf das Verhalten der Verteilung in der Nähe des Datenschwerpunktes, also in der Nähe maximaler Dichte beziehen.

Der Mittelwert ist wichtig zur Kennzeichnung des Datenschwerpunktes einer Verteilung. Das **arithmetische Mittel** ist besonders geeignet für große Datensätze mit einer eingipfeligen, symmetrischen Verteilung. Es ist definiert durch:

$$\bar{x} = \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N x_i \quad \text{Gl. 5}$$

N bezeichnet die Gesamtzahl der Beobachtungen mit den Einzelwerten x_i . Das arithmetische Mittel ist streng genommen nur bei Vorliegen einer symmetrischen, eingipfeligen Verteilung repräsentativ für eine Anzahl von Stichproben. Da räumlich verteilte Konzentrationswerte nicht generell einer symmetrischen, eingipfeligen Verteilung folgen, kann das arithmetische Mittel zu Fehleinschätzungen führen. Das arithmetische Mittel stellt das klassische Maß zur Charakterisierung mittlerer Verhältnisse dar und wird entsprechend oft verwendet. Bei schiefen Verteilungen ist es jedoch nur beschränkt aussagekräftig. Mittlere Verhältnisse werden in diesem Fall wesentlich deutlicher durch den Median ausgedrückt.

Der **Median** (m) ist der Meßwert, bei dem die akkumulierte relative Häufigkeit gerade 0,5 ist. Er kennzeichnet damit den Wert (zum Beispiel die Stoffkonzentration), für den mit gleicher Häufigkeit genauso viele Stichproben darüber wie darunter liegen. Der Median ist von einzelnen extremen Beobachtungen weitgehend unabhängig und ist daher besonders zur Kennzeichnung asymmetrischer Häufigkeitskurven geeignet. Bei rechtsschiefen Verteilungen ist der Median kleiner als der Mittelwert (siehe Beispiel in Abb. 3), bei linksschiefen Verteilungen ist er größer als der Mittelwert.

Darüber hinaus ist der **Modalwert** (s) einer Verteilung von Bedeutung. Der Modalwert ist der Wert einer Meßreihe, der am häufigsten auftritt. Er ist vor allem zur Kennzeichnung zwei- oder mehrgipfelter Verteilungen verwendbar, da alle auftretenden lokalen Häufigkeitsmaxima als Modalwerte angegeben werden können.

Charakterisierung der Variabilität

Auch zur Charakterisierung der Streuung einer statistisch verteilten Größe können verschiedene Kenngrößen angegeben werden. Streuungswerte charakterisieren die Variabilität des gemessenen Parameters, also das Ausmaß, in dem die Meßwerte um den Mittelwert streuen können. Da es sich bei den vorliegenden Proben um Daten handelt, die von vornherein unterschiedliche Entnahmezeitpunkte aufweisen und an unterschiedlichen Stellen genommen wurden, ist zu erwarten, daß die auftretenden Analysenwerte in den einzelnen hydrogeologischen Einheiten große Spannungen aufweisen.

Am häufigsten wird die Varianz (σ^2) bzw. die **Standardabweichung** (σ) einer Verteilung betrachtet:

$$\sigma^2 = \frac{1}{N-1} \cdot \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2 \quad \text{Gl. 6}$$

Die Standardabweichung wird auch als die mittlere Streuung der Einzelmessung bezeichnet. Diese Größe stellt im allgemeinen jedoch nur bei annähernd symmetrischen Verteilungen ein gutes Streuungsmaß dar (z.B. bei der Normalverteilung). Bei den hier auftretenden unsymmetrischen Verteilungen können Standardabweichungen auftreten, die größer als der Mittelwert bzw. Median sind. So ergibt beispielsweise die statistische Auswertung der Nitratkonzentrationen für die grundwasserführende Gesteinseinheit „Glaziofluviale Sande“ (siehe Tab. 5 in Kap. 6.1) eine Standardabweichung von 18,5 mg NO₃/l und einen Mittelwert von 4,7 mg NO₃/l. Die Verteilung ist stark unsymmetrisch und weist einen langen, zu hohen Konzentrationen hin reichenden Verteilungsarm auf. Würde man hier aus der Standardabweichung und dem Mittelwert abgeleitete Größen, wie zum Beispiel Konfidenzbereiche (Mittelwert \pm Standardabweichung) oder relative Streumaße (Standardabweichung/Mittelwert) ableiten, so ergäben sich, im Gegensatz zu symmetrischen Verteilungen, irreführende bzw. unzutreffende Werte. Die Standardabweichung ist also für diesen Fall nur begrenzt aussagekräftig.

Eine allgemeineres und damit auch bei unsymmetrischen Verteilungen aussagekräftiges Maß zur Charakterisierung der Streuung einer statistisch verteilten Größe stellen die Quartile einer Verteilung dar. Das **erste Quartil** (Q₁) gibt den Wert (z.B. die Stoffkonzentration) einer Verteilung an, bei dem die integrale (akkumulierte) re-

lative Häufigkeit 0,25 beträgt. Damit liegen 25 % aller beobachteten Werte unterhalb von Q_1 . Analog hierzu beträgt die integrale relative Häufigkeit beim **dritten Quartil** (Q_3) 0,75. Damit liegen 75 % aller beobachteten Meßwerte unterhalb dieses Wertes. Das zweite Quartil (Q_2) entspricht dem Median. Der **Quartilsabstand** (ΔQ) kennzeichnet die Streuung der mittleren 50 % aller Meßwerte und ergibt sich aus der Differenz des oberen (Q_3) und des unteren (Q_1) Quartils:

$$\Delta Q = Q_3 - Q_1 \quad \text{Gl. 7}$$

Der Quartilsabstand wird nicht signifikant von Extremwerten beeinflusst, hat aber den Nachteil, daß die übrigen Momente der Verteilung unberücksichtigt bleiben.

Charakterisierung der Symmetrie

Die **Schiefe** (γ) kennzeichnet die Asymmetrie der Verteilung. Sie kann durch das arithmetische Mittel und die Standardabweichung berechnet werden:

$$\gamma = \frac{1}{N \cdot \sigma^3} \cdot \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^3 \quad \text{Gl. 8}$$

Ist die Schiefe negativ, so ist die Verteilung linksschief, bei positiver Schiefe liegt eine rechtsschiefe Verteilung vor. Symmetrische Verteilungen haben eine Schiefe von 0. Wenn rechtsschiefe Verteilungen auftreten, so liegt die Ursache hierfür häufig in der großen Anzahl kleiner Werte. Bei Grundwasserbeschaffenheitsdaten tritt dies insbesondere im Zusammenhang mit Parametern auf, deren Konzentrationen überwiegend im Bereich der Bestimmungsgrenze liegen.

6

Grundwasseranalysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte

Die Klassifizierung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeinzugsgebietes hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens erfolgte primär auf der Basis der Datenauszüge aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten der ehemaligen DDR (siehe Kap. 4). Hierzu wurden die Häufigkeitsverteilungen für die Parameter Sauerstoff, Nitrat, Eisen(II), Mangan(II), Sulfat und Entnahmetiefe ermittelt und die Verteilungsmomente Q_1 (25%-Quartil), Median (Q_2 : 50%-Quartil), Q_3 (75%-Quartil), Mittelwert, Standardabweichung und Schiefe berechnet.

Im Zuge der Auswertung zeigte sich, daß die angegebenen Entnahmetiefen in den Lockergesteinsregionen plausibel für die Tiefenlage des verfilterten Bereichs einer Meßstelle sind. Für die Entnahmetiefen im Festgesteinsbereich waren die Tiefenlagen in Anbetracht der dort häufig auftretenden hohen Grundwasserflurabstände zum Teil unrealistisch gering. Ohne dies im Detail überprüfen zu können, erscheinen sie dort eher den Wasserständen der Grundwasserentnahmestellen unter der Geländeoberfläche zu entsprechen. Die Konzentrationsangaben für die Parameter Sauerstoff, Sulfat, Eisen(II), Mangan(II) und Nitrat können daher oftmals nicht eindeutig einer Tiefenlage im Aquifer zugeordnet werden. Dennoch kann man aufgrund der großen Anzahl der berücksichtigten Meßstellen für die statistische Auswertung davon ausgehen, daß die Parameterverteilungen eine hohe Repräsentanz für die hydrochemischen Verhältnisse in der jeweils untersuchten grundwasserführenden Gesteinseinheit aufweisen. Bei allen hieraus abgeleiteten Schlußfolgerungen gilt jedoch immer der Grundsatz, daß eine Grundwasseranalyse prinzipiell nur die Situation im Einzugsgebiet der Meßstelle zu einem bestimmten Zeitpunkt beschreibt.

6.1 Glaziofluviatile Sande

In Abb. 4 sind die relativen Häufigkeitsverteilungen der Grundwasserinhaltsstoffe Sauerstoff, Nitrat, Eisen(II), Mangan(II) und Sulfat für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Glaziofluviatile Sande“ dargestellt. In Tab. 5 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. Karte 4 zeigt die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen.

In der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Glaziofluviatile Sande“ wurden die Proben bei ca. 60 % der Grundwasseranalysen aus einer Entnahmetiefe von weniger als 20 m entnommen. Entnahmetiefen größer als 24 m weisen ca. 25 % der Proben

auf. Diese hohen Entnahmetiefen treten vor allem im Verlauf der Urstromtäler auf.

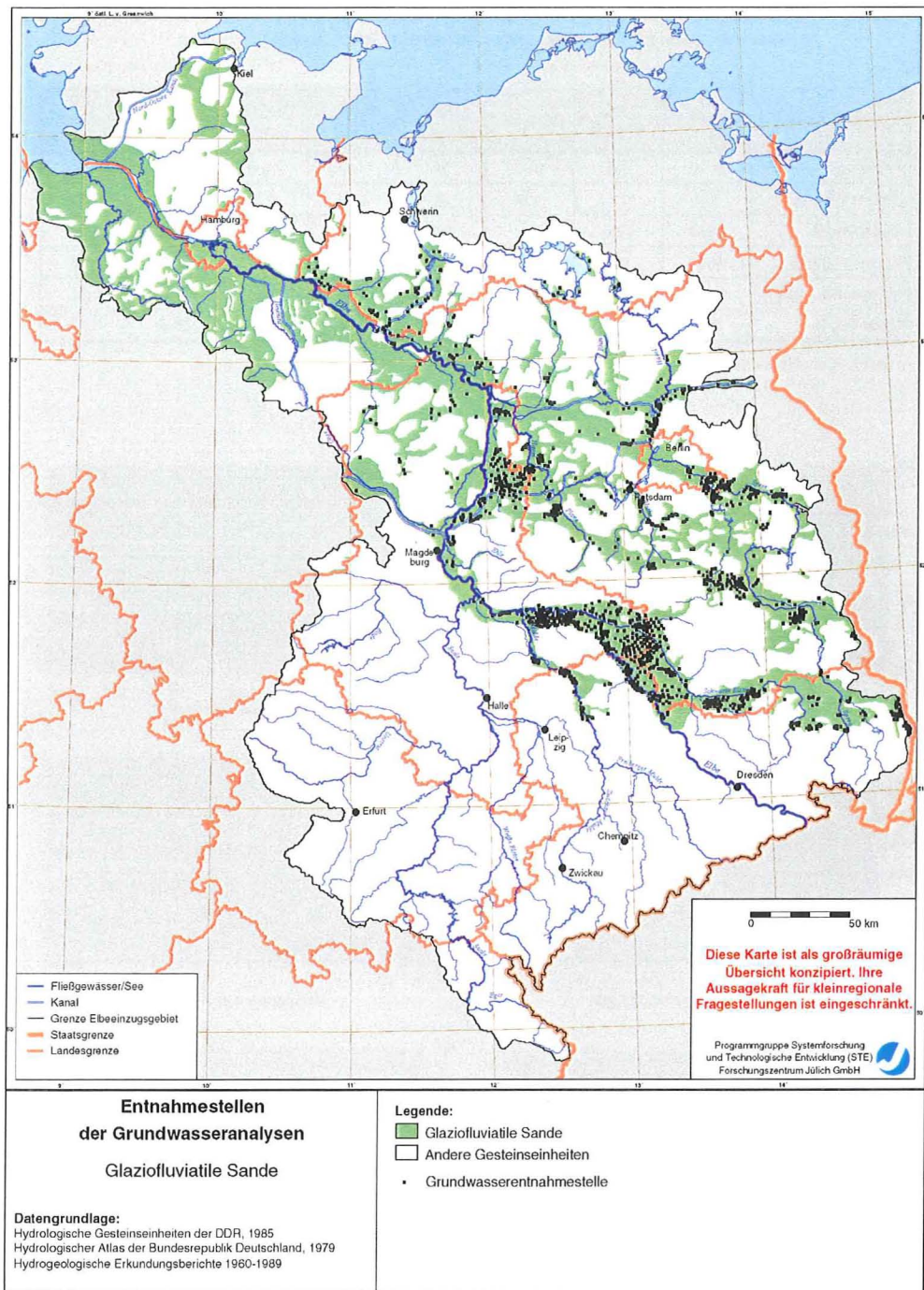
Mehr als 50 % der im Grundwasser gelösten Sauerstoffgehalte liegen unterhalb von 2 mg O_2/l (Median 1,6 mg O_2/l). Der Modalwert liegt unter 0,5 mg O_2/l . Von diesem Maximum ausgehend fällt die Verteilungskurve steil zu höheren Werten hin ab, wobei jedoch ein kontinuierliches Ausklingen der Kurve bis in den Bereich der Sättigungsgrenze (ca. 12 mg O_2/l) zu beobachten ist.

Die Verteilung der gemessenen Sulfatkonzentrationen zeigt im unteren Konzentrationsbereich ein Maximum, weist jedoch, verglichen mit den anderen Parametern, eine geringe Schiefe auf. Der Mittelwert liegt bei 75 mg SO_4/l , der Median beträgt 60 mg SO_4/l . Die erhöhten Sulfatkonzentrationen sind sowohl anthropogen als auch durch Denitrifikationsprozesse erklärbar. Die mit der Entnahmetiefe abnehmende Sulfatkonzentration ist ein Hinweis auf den mit zunehmender Tiefe zunehmenden Reduktionsgrad der Grundwässer in glaziofluvialen Sanden.

Die Verteilung der Eisen(II)-Konzentrationen ist, wie auch die der Sauerstoffkonzentrationen, rechtsschief und zeigt ein Maximum im unteren Konzentrationsbereich (0,5 mg $Fe(II)/l$). Dennoch liegen fast alle ausgewerteten Grundwasseranalysen oberhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung von 0,2 mg $Fe(II)/l$; das 25%-Quartil liegt bereits bei $Fe(II)$ -Gehalten von 0,7 mg $Fe(II)/l$. Die Ursachen hierfür wurden bereits in Kap. 2.2 ausführlich erläutert. Weniger als 25 % der Grundwasseranalysen weisen $Fe(II)$ -Gehalte größer als 7 mg $Fe(II)/l$ auf. Dennoch werden, wie auch Abb. 4 zeigt, bei ca. 5 % aller Analysen $Fe(II)$ -Gehalte von mehr als 15 mg $Fe(II)/l$ beobachtet. Bei Grundwasseranalysen mit $Fe(II)$ -Gehalten um 20 mg $Fe(II)/l$ ist eine Beeinflussung durch infiltrierte Abwässer nicht auszuschließen (LUA, 1996, b).

Die Mangan(II)-Konzentrationen zeigen erwartungsgemäß ein ähnliches Bild wie die der $Fe(II)$ -Gehalte (vgl. Kap. 3.3). Auch hier liegt das 25%-Quartil mit 0,1 mg $Mn(II)/l$ oberhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung von 0,05 mg $Mn(II)/l$. Bei extrem hohen Gehalten ($>ca. 3$ mg $Mn(II)/l$) ist eine Abwasserbeeinflussung nicht auszuschließen.

Die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser liegen zu fast 80 % unterhalb von 1 mg NO_3/l . Das 75%-Quartil liegt bei 1 mg NO_3/l . Der im Vergleich hierzu hohe Mittelwert von 4,7 mg NO_3/l wird durch einen kleinen Anteil von Meßwerten mit sehr hohen Nitratkonzentrationen hervorgerufen (Maximum = 414 mg NO_3/l). Die Ursachen hierfür können vielfältig sein, zum Beispiel lokale Belastungsschwerpunkte durch Zentren mit intensiver Viehhaltung oder punktförmige Belastungsquellen.



Karte 4: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Glaziofluvatile Sande“.

Tab. 5: Statistische Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Glaziofluviatile Sande“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefe
Entnahmetiefe [m]	2030	8,8	14,6	24	144,4	18,6	15,6	0,26
Sauerstoff [mg/l]	774	0,1	1,6	4	12,1	2,5	2,9	0,33
Sulfat [mg/l]	1653	22,6	61	113	299	74,7	63,3	0,22
Eisen (II) [mg/l]	1850	0,7	2,3	7	20	4,4	4,9	0,43
Mangan(II) [mg/l]	1901	0,1	0,3	0,6	5	0,5	0,6	0,32
Nitrat [mg/l]	1858	nn*	nn*	1	414	4,7	18,5	0,25

*: unterhalb der Nachweisgrenze

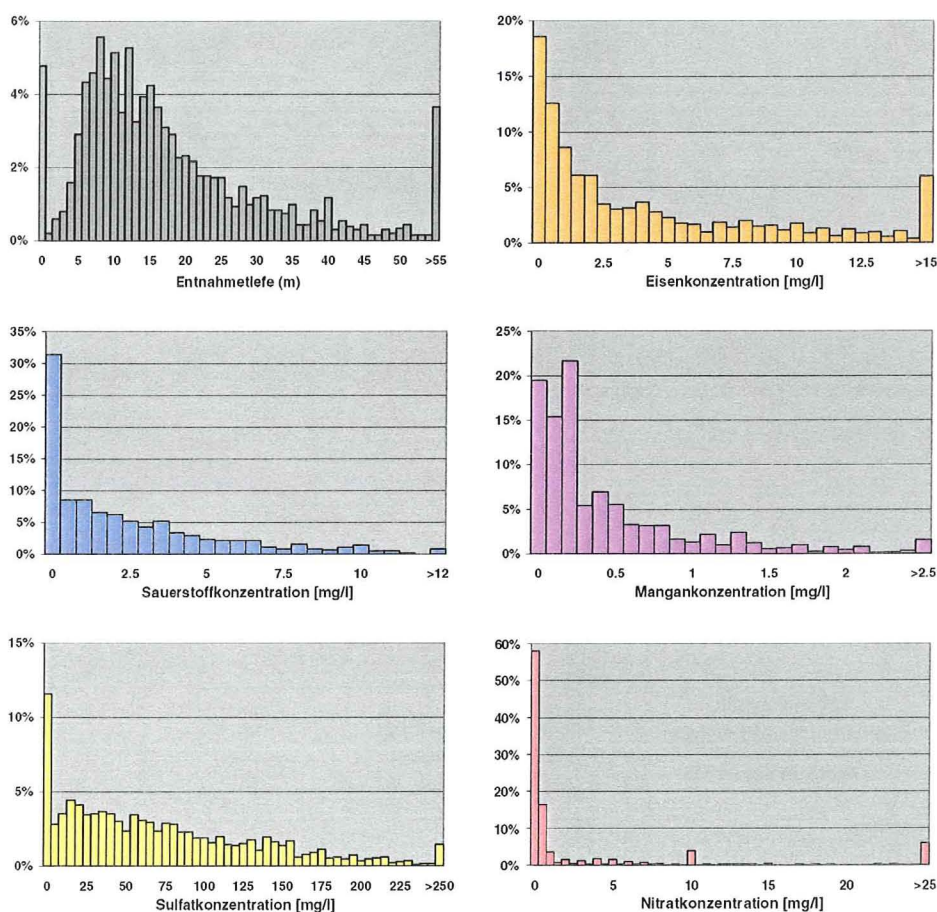


Abb. 4: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Glaziofluviatile Sande“.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Trotz der überwiegend geringen Entnahmetiefen weisen ca. 60 % der Entnahmestellen Sauerstoffkonzentrationen unterhalb von 2 mg O₂/l auf (siehe Abb. 4). Dies ist ein Kennzeichen dafür, daß die glaziofluviatilen Sande als hydrogeologische Gesteinseinheit mit überwiegend reduzierten Aquiferen eingestuft werden kann. Wie aus Abb. 4 weiterhin hervorgeht, treten bei ungefähr 90 % der Entnahmepunkte Fe(II)- und Mn(II)-Konzentrationen oberhalb von 0,2 mg/l auf. Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, daß die Aquifere der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Glaziofluviale Sande“ überwiegend reduzierte Grundwässer aufweisen und ein signifikantes Nitratabbauvermögen besitzen. Die gemessenen Nitratkonzentrationen in den glaziofluviatilen Sanden liegen zu mehr als 80 % unterhalb von 1 mg NO₃/l. Im Zusammenhang mit den festgestellten hohen Eisen(II)- und Mangan(II)- bzw. geringen Sauerstoffgehalten ist der überwiegend geringe Nitratgehalt der Grundwässer ein Hinweis darauf, daß aus dem Boden ausgewaschene Nitratverbindungen in den fluvioglazialen Sanden abgebaut werden können. Die vorwiegend geringen Entnahmetiefen der Proben deuten darauf hin, daß der Übergang von oxidierten zu reduzierten (nitratabbaufördernden) Bedingungen häufig bereits in geringer Tiefe erreicht wird. Bei natürlichen Abflußbedingungen des Grundwassers ist also davon auszugehen, daß die Aquifere der glaziofluviatilen Sande als nitratabbauend einzustufen sind. Das bedeutet jedoch nicht notwendigerweise, daß es in diesen Regionen zu keinen „nennenswerten“ Nitratausträgen in die Vorfluter kommt. In Bereichen, in denen hohe Direktabflußanteile auftreten (beispielsweise bei künstlicher Entwässerung), besteht aufgrund der nur kurzen Untergrundpassage des Sickerwassers die Gefahr, daß das aus dem Boden ausgewaschene Nitrat nicht oder nur unvollständig abgebaut wird, so daß es dort trotz guter Nitratabbaubedingungen im Grundwasserleiter zu Nitratausträgen in die Oberflächengewässer kommen kann.

6.2 Kiese und Schotter

Abb. 5 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Kiese und Schotter“. In Tab. 6 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. Karte 5 zeigt die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen.

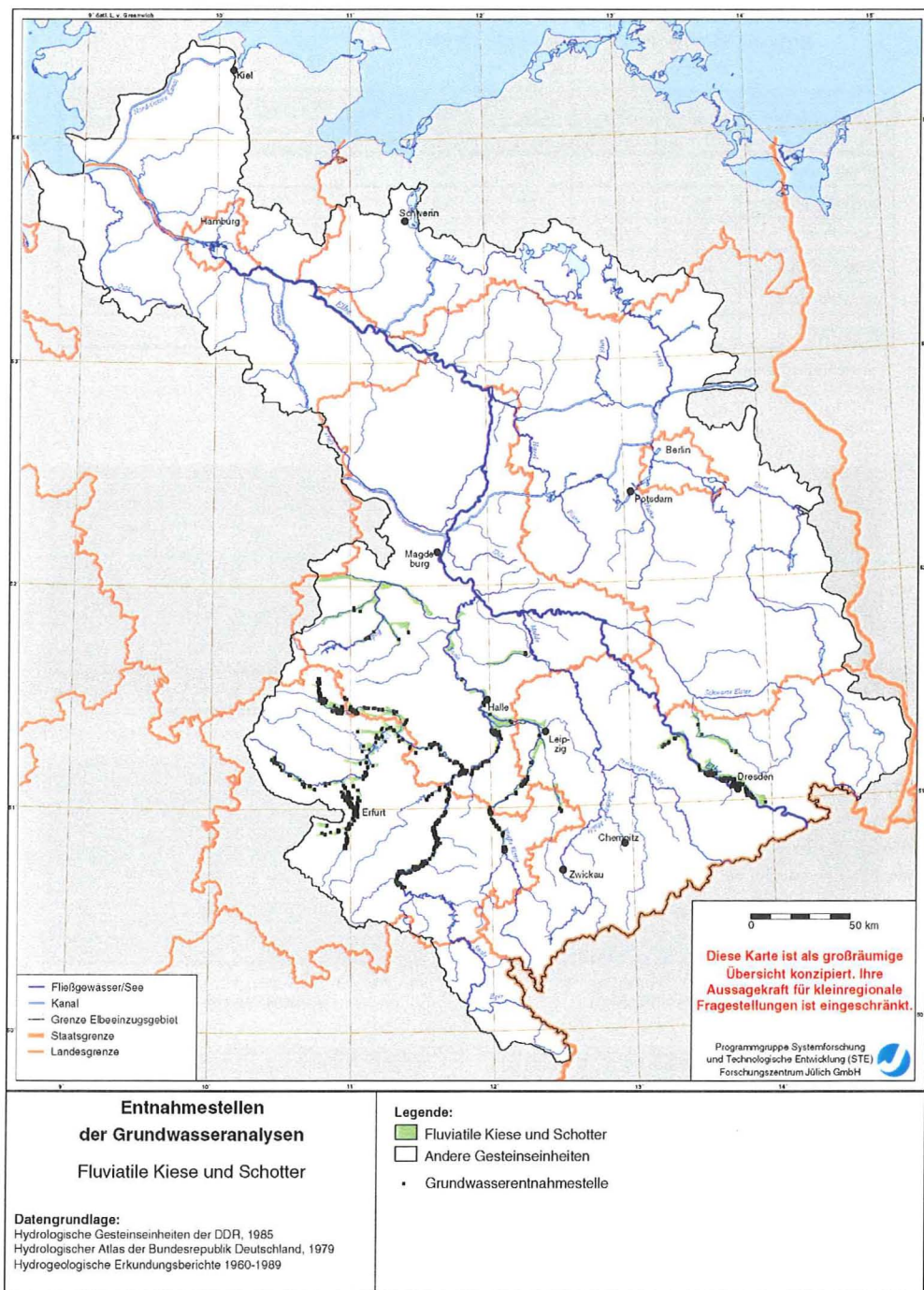
Die Entnahmetiefe liegt für 75 % der Meßstellen unterhalb von 12 m. Diese geringe Entnahmetiefe läßt erwarten, daß das von der Erdoberfläche zu sickern Sickerwasser einen großen Einfluß auf die Konzentrationen der untersuchten Grundwasserparameter hat.

Der überwiegende Teil der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen beträgt weniger als 0,5 mg O_2/l . Die Klassen zwischen 1 mg O_2/l und 11 mg O_2/l sind relativ gleichmäßig mit ca. 5 % der Proben belegt. Ein kontinuierliches Ausklingen der Kurve tritt hier kaum auf.

Die Sulfatkonzentrationen weisen eine große Streubreite mit einem Maximum im unteren Konzentrationsbereich auf. Auffallend ist hier ein relativ gleichbleibendes Auftreten von Konzentrationen oberhalb von ca. 100 mg SO_4/l . Die Verteilung ist annähernd symmetrisch, so daß der Mittelwert (136 mg SO_4/l) ungefähr dem Median (139 mg SO_4/l) entspricht. Da aufgrund der absoluten Höhe und der Verteilung der Nitratwerte nicht von einem denitrifizierenden Aquifer ausgegangen werden kann, sind die hohen Sulfatgehalte wahrscheinlich entweder durch Herauslösung aus den diesen Aquifer seitlich begrenzenden Festgesteinen oder aber anthropogene Beeinflussungen zurückzuführen. Keinesfalls handelt es sich jedoch um Umsetzungen aus dem Denitrifikationsprozeß.

Die gemessenen Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen weisen ein ausgeprägtes Maximum in der jeweils untersten Klasse auf. Konzentrationen von mehr als 0,5 mg $Fe(II)/l$ bzw. 0,2 mg $Mn(II)/l$ treten kaum auf, was sich in den geringen Wahrscheinlichkeiten der Verteilung bei höheren Werten dokumentiert. Eisen(II)-Konzentrationen über 1,4 mg $Fe(II)/l$ wurden bei nur wenigen der untersuchten Meßstellen festgestellt. Vermutlich handelt es sich dabei um Meßstellen, die eine anthropogene Beeinflussung aufweisen.

Bei den gemessenen Nitratkonzentrationen liegen ca. 30 % der Meßwerte in der untersten Klasse. Aufgrund der großen Klassenbreite (5 mg NO_3/l), die sich aus der großen Spannweite der Meßwerte ergibt, ist dieses Verteilungsmuster jedoch nicht



Karte 5: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Kiese und Schotter“.

Tab. 6: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Kiese und Schotter“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefe
Entnahmetiefe [m]	926	3	5,6	12	35	8,0	7,6	0,33
Sauerstoff [mg/l]	282	nn*	1,8	5,9	12,5	3,3	3,5	0,42
Sulfat [mg/l]	420	55,5	139	212	300	136	93	-0,03
Eisen (II) [mg/l]	1013	nn*	0,1	0,4	20	0,7	2	0,3
Mangan(II) [mg/l]	852	nn*	0,01	0,2	5	0,3	0,6	0,42
Nitrat [mg/l]	954	2	13,5	36,6	995	36	80	0,28

*: unterhalb der Nachweisgrenze

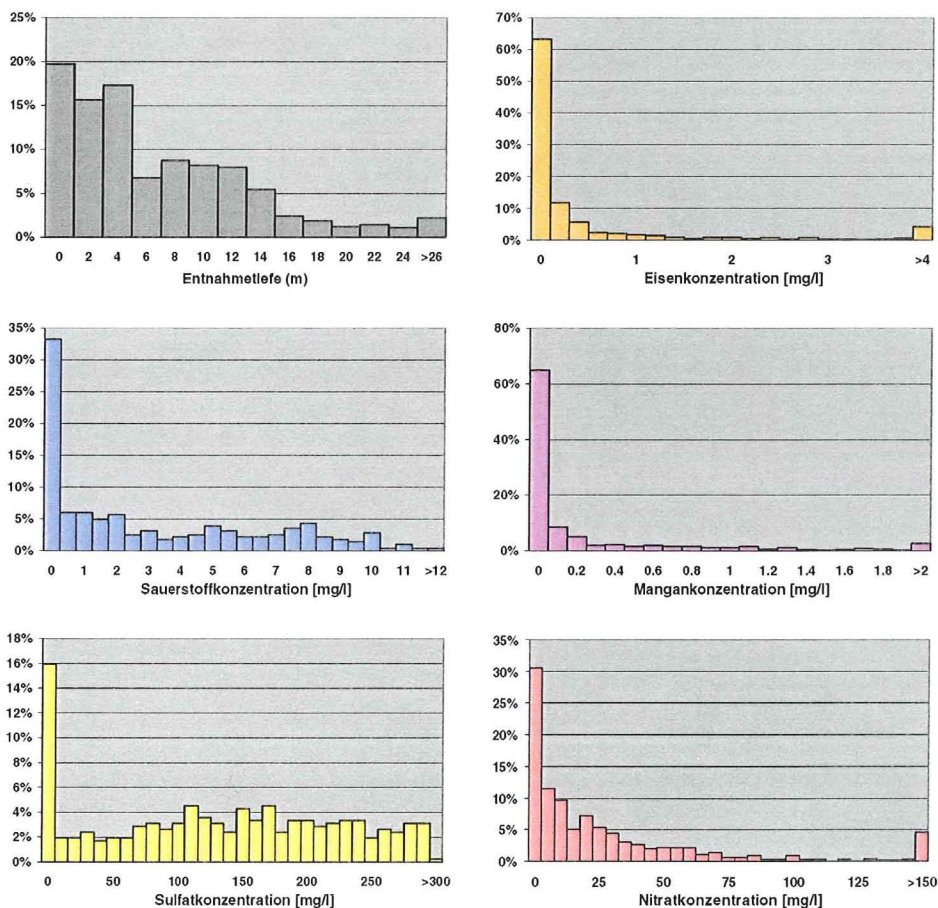


Abb. 5: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Kiese und Schotter“.

sehr aussagekräftig. 75 % aller Analysen weisen Nitratkonzentrationen über 2 mg NO_3/l auf, der Median liegt bei ca. 13 mg NO_3/l . Damit weisen fast alle Meßwerte dieser Einheit Nitratkonzentrationen auf, die oberhalb des geogenen Hintergrundwertes (1 mg NO_3/l) liegen (siehe Kap. 2.2).

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Aufgrund der insgesamt hohen Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen und geringen Fe(II)- und Mn(II)-Konzentrationen ist davon auszugehen, daß die hydrogeologische Einheit „Kiese und Schotter“ überwiegend oxidierte Grundwässer aufweist und als wenig nitratabbauend einzustufen ist.

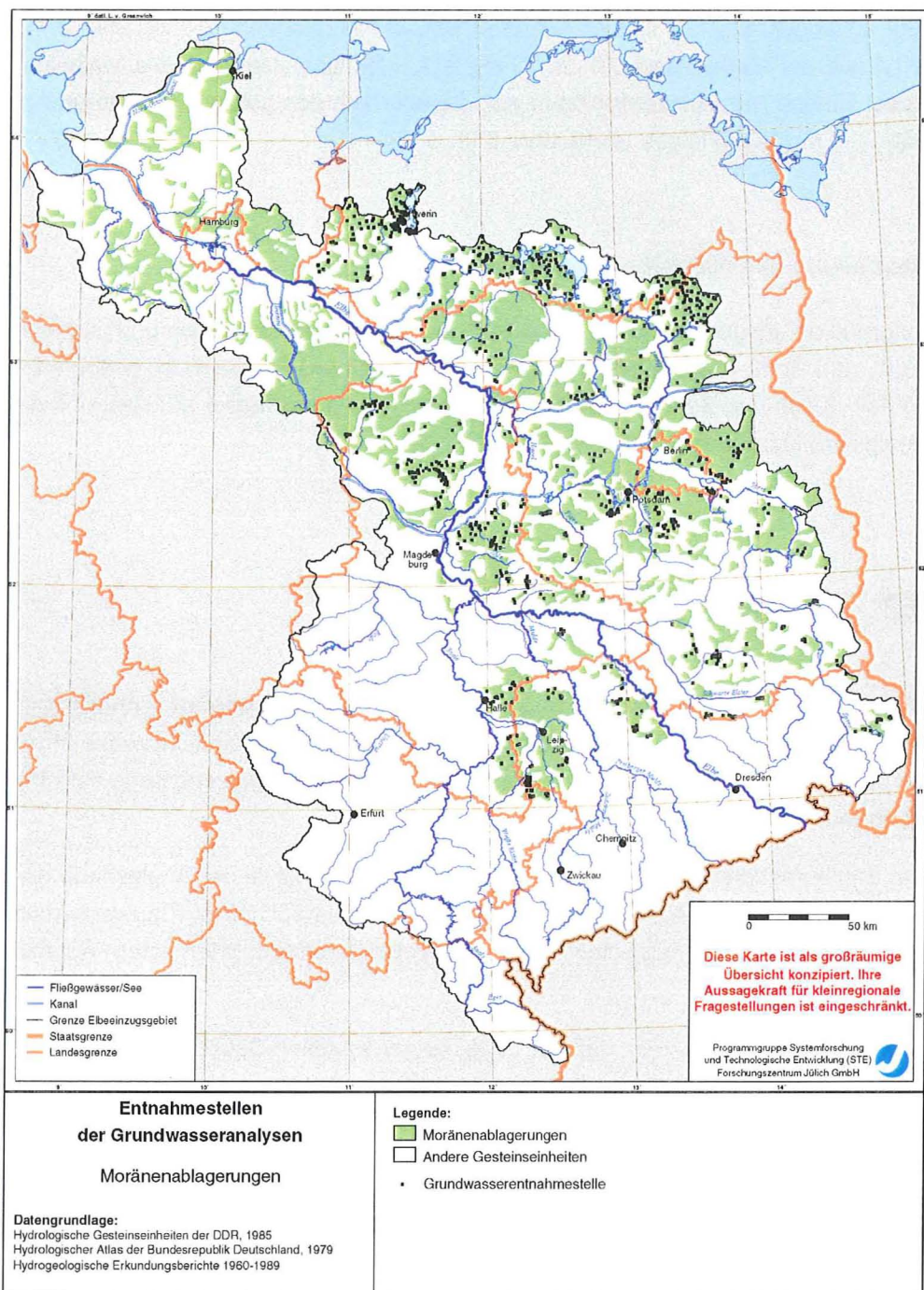
6.3 Moränenablagerungen

Abb. 6 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Moränen“. In Tab. 7 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. Karte 6 zeigt die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen.

Die Entnahmetiefen für diese Gesteinseinheit fallen für 75 % der Analysen in den Bereich von 18 m bis 45 m. Dies läßt vermuten, daß hierbei hohe Grundwasserflurabstände typisch sind oder die verfilterten Bereiche der Meßstellen tiefere Aquiferbereiche erfassen.

Aus Abb. 6 ist zu erkennen, daß ca. 60 % der gemessenen Sauerstoffgehalte Konzentrationen unter 2 mg O_2/l aufweisen. Der nach rechts, d.h. auf höhere Konzentrationen hin auslaufende Verteilungsarm zeigt, daß mit abnehmender Häufigkeit auch höhere Sauerstoffkonzentrationen vorkommen. In Regionen, in denen geringe Sauerstoffkonzentrationen und erhöhte Eisen(II)-Konzentrationen auftreten, kann auf reduzierte Aquifere geschlossen werden. Alle diese Meßstellen weisen Entnahmetiefen von mehr als 20 m auf.

Die Sulfatkonzentrationen weisen eine hohe Variationsbreite auf. Als Gründe hierfür können regional und stratigraphisch unterschiedlich wirkende Einflüsse vermutet wer-



Karte 6: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Moränen“.

Tab. 7: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Moränen“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schlefe
Entnahmetiefe [m]	1268	18	30	45	99	33	21,8	0,15
Sauerstoff [mg/l]	428	0,4	1,3	3,3	12,5	2,4	2,8	0,39
Sulfat [mg/l]	1022	20	45	81	297,1	58	53,6	0,25
Eisen (II) [mg/l]	1251	0,4	1,1	2,24	20	1,9	2,4	0,31
Mangan(II) [mg/l]	1089	0,01	0,1	0,21	2,9	0,16	0,2	0,26
Nitrat [mg/l]	1189	nn*	0,1	4	794	8,6	37	0,23

*: unterhalb der Nachweisgrenze

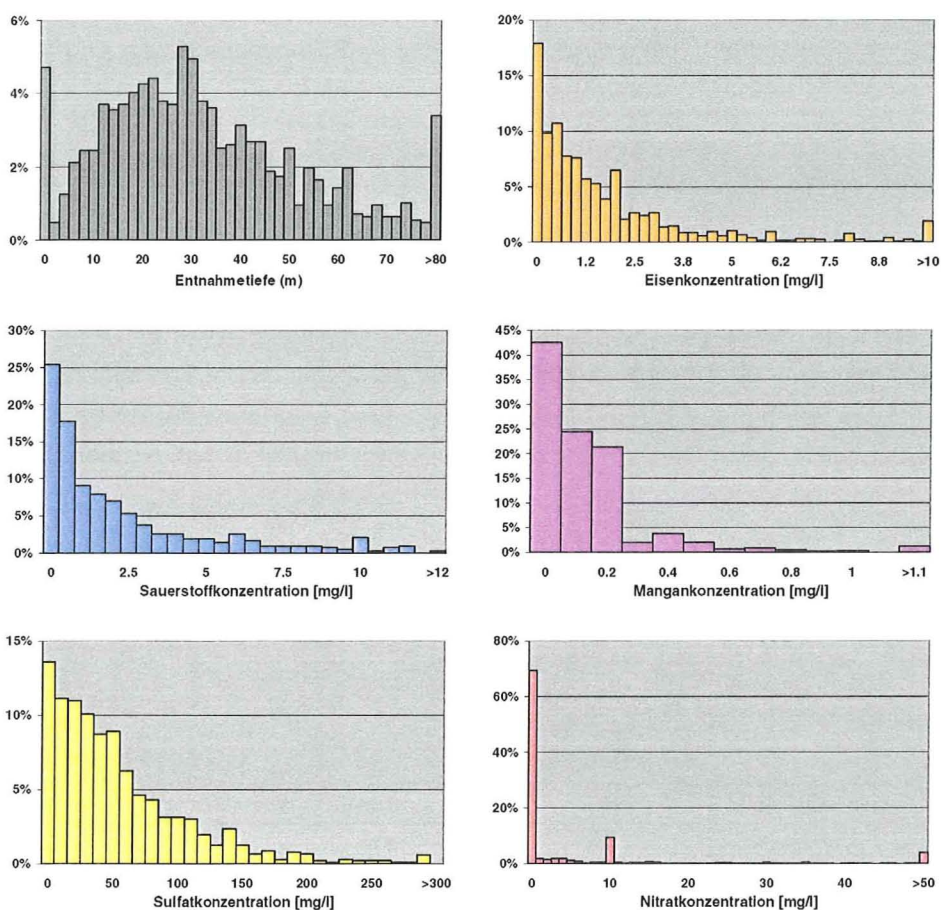


Abb. 6: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Moränen“.

den. Geringe Sulfatkonzentrationen treten relativ häufig auf. Selbst der Median liegt mit 45 mg SO_4/l noch im Bereich des von Matthess (1990) angegebenen Grenzbereiches für geogen bedingte Sulfatkonzentrationen.

Die Häufigkeitsverteilung der Eisen(II)-Konzentrationen zeigt eine recht gleichförmige rechtsschiefe Verteilung. Bereits das 25%-Quartil von 0,4 mg Fe(II)/l liegt oberhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung von 0,2 mg Fe(II)/l. Im Vergleich zu den Eisen(II)-Konzentrationen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Glaziofluviale Sande“ treten in den Moränengebieten Konzentrationen von mehr als ca. 4 mg Fe(II)/l nur relativ selten auf. Dies dokumentiert auch der Mittelwert von 1,9 mg Fe(II)/l (gegenüber 4,4 mg Fe(II)/l in den glaziofluvialen Sanden). Möglicherweise ist die Ursache hierfür das Fehlen von ausgedehnten anmoorigen Böden, durch die organische Substanzen (Huminstoffen) in das Grundwasser eingetragen werden können, was dazu führt, daß die Gehalte gelöster Fe(II)-Ionen beständig sind.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Unter Berücksichtigung der insgesamt hohen Eisen(II) und Mangan(II)-Konzentrationen können die Grundwässer aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Moränen“ daher als überwiegend reduziert (nitratabbauend) eingestuft werden. Aber auch in den Moränengebieten wird der Mittelwert der gemessenen Nitratgehalte (8,6 mg NO_3/l) stark von hohen Einzelwerten beeinflusst. Dies zeigt auch der große Unterschied zwischen dem Mittelwert und dem Median (0,1 mg NO_3/l). Um zu überprüfen,

Tab. 8: 75%-Quartile der untersuchten Parameter in den hydrogeologischen Gesteinseinheiten „End- und Stauchmoränen“, „Grundmoränen“ und „Grundmoräne mit Einlagerungen“.

Parameter	Hydrogeologische Gesteinseinheit		
	End- und Stauchmoränen	Grundmoräne	Grundmoräne mit Einlagerungen
Entnahmetiefe (m)	40,5	46	48
Sauerstoff (mg/l)	4,6	2,4	3,7
Sulfat (mg/l)	73	81	82,4
Eisen(II) mg/l	2,3	2,5	2
Mangan(II) mg/l	0,2	0,24	0,2
Nitrat (mg/l)	5	4,8	1

ob es sich hierbei um kleinregional oder lokal wirkende Belastungsschwerpunkte handelt oder um hydrochemisch unterschiedlich zu beurteilende Grundwasserleiter, wurde die statistische Auswertung für die hydrogeologischen Gesteinseinheiten „End- und Stauchmoränen“, „Grundmoränen“ und „Grundmoränen mit Einlagerungen“ (Eyrich et al. 1985) getrennt durchgeführt. In Tab. 8 sind beispielhaft die 75%-Quartile aufgeführt. Für alle untersuchten Parameter liegen die sich aus der statistischen Auswertung ergebenden Verteilungskenngrößen in der gleichen Größenordnung. Aus diesem Grunde ist es auf Basis der zur Verfügung stehenden Datenbasis gerechtfertigt, die hydrogeologische Gesteinseinheit „Moränen“ als einen hydrochemisch einheitlichen (reduzierten und nitratabbaufördernden) Grundwassertyp einzustufen.

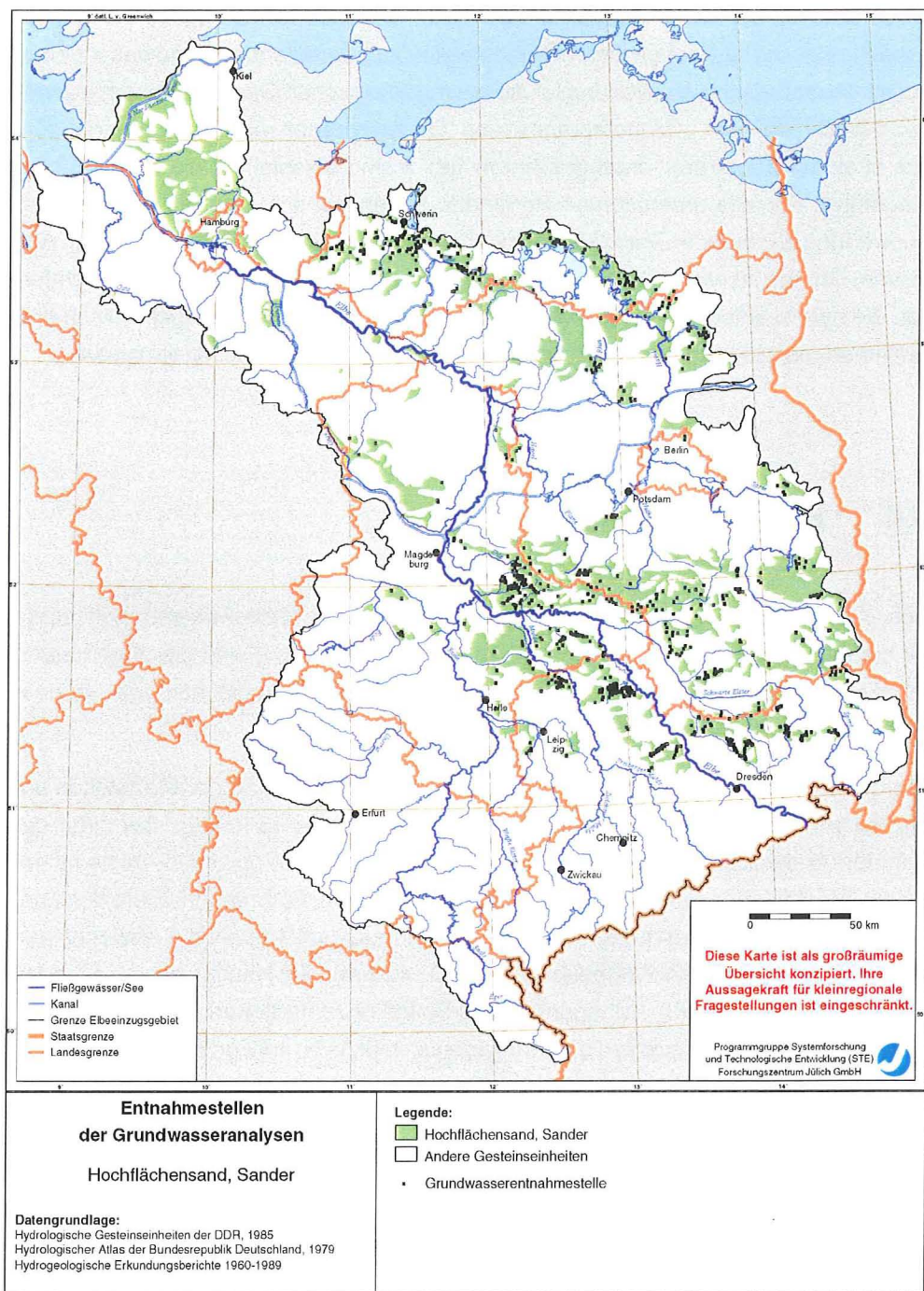
6.4 Hochflächensand, Sander

Abb. 7 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Sander“. In Tab. 9 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. Karte 7 zeigt die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen.

Die Entnahmetiefen aus dieser Gesteinseinheit liegen bei 75 % der Meßstellen unterhalb von 35 m, wobei das Maximum zwischen 10 und 15 m liegt. Bei einer getrennten Auswertung der Entnahmetiefen für die hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Hochflächensande“ und „Sander“ zeigt sich, daß die Entnahmetiefe der Analysen aus den „Sandern“ höher ist (Median = 24 m, Q_3 = 40 m) als die Analysen aus den „Hochflächensanden“ (Median = 14 m, Q_3 = 23 m). Die Häufigkeitsverteilungen der Sauerstoff-, Eisen(II)-, Mangan(II)- und Sulfatkonzentrationen sowie die statistischen Verteilungskenngrößen unterscheiden sich jedoch nicht grundlegend voneinander. Aus diesem Grund wurden diese Einheiten für die Auswertungen zusammengefaßt.

Die Sauerstoffkonzentrationen liegen zu ca. 60 % unter dem Grenzbereich für reduzierte Aquiferbedingungen. Dieser Grenzbereich wird bei den Eisen(II)-Gehalten für mehr als 75 %, bei den Mangan(II)-Gehalten für mehr als 50 % der untersuchten Analysen überschritten.

Bei den Nitratkonzentrationen macht sich, wie das 75%-Quartil von 9 mg NO_3/l zeigt, eine Tendenz zu erhöhten Werten hin bemerkbar. Dies gilt sowohl für Analysen aus



Karte 7: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Hochflächensand, Sander“.

Tab. 9: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Hochflächensand, Sander“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schleife
Entnahmetiefe [m]	1006	11	18,5	35,3	97,6	24,4	19,2	0,31
Sauerstoff [mg/l]	357	0,4	1,6	3,7	12,4	2,4	2,5	0,31
Sulfat [mg/l]	774	15,2	40	86	288	59	59	0,33
Eisen (II) [mg/l]	988	0,3	1,1	2,8	18	2,2	2,9	0,38
Mangan(II) [mg/l]	914	nn*	0,1	0,2	2,6	0,16	0,27	0,23
Nitrat [mg/l]	969	nn*	0,4	9	432	8,9	28,8	0,29

*: unterhalb der Nachweisgrenze

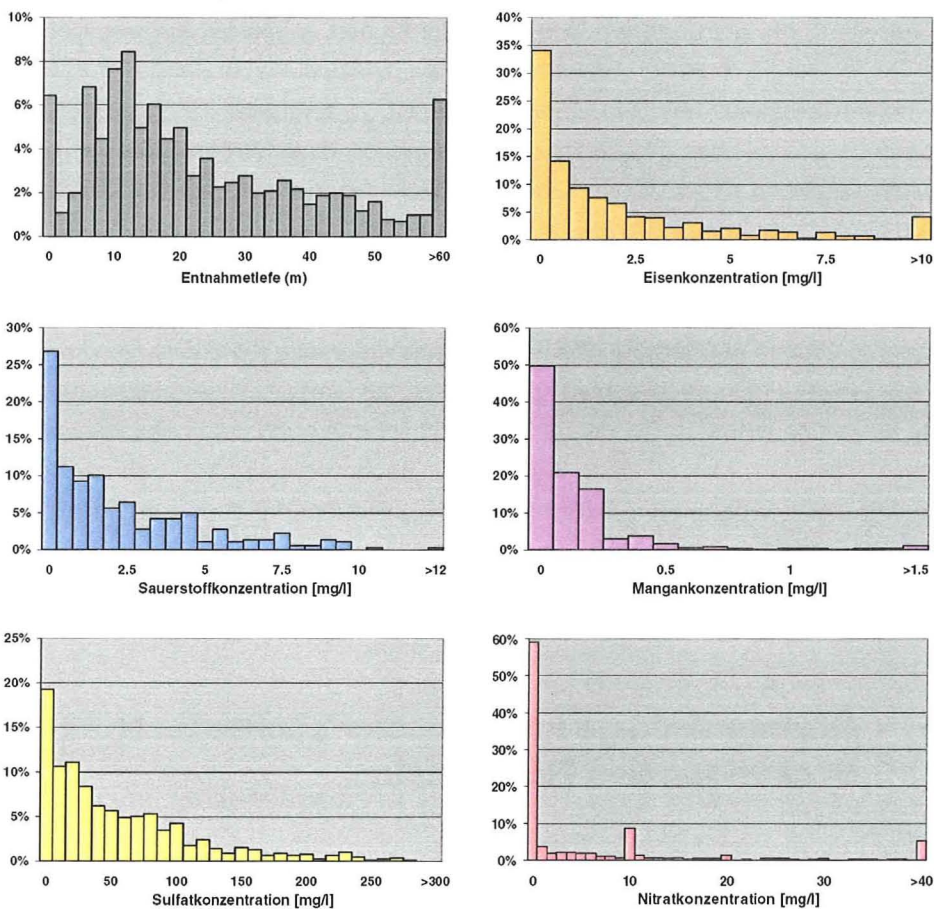


Abb. 7: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Hochflächensand, Sander“.

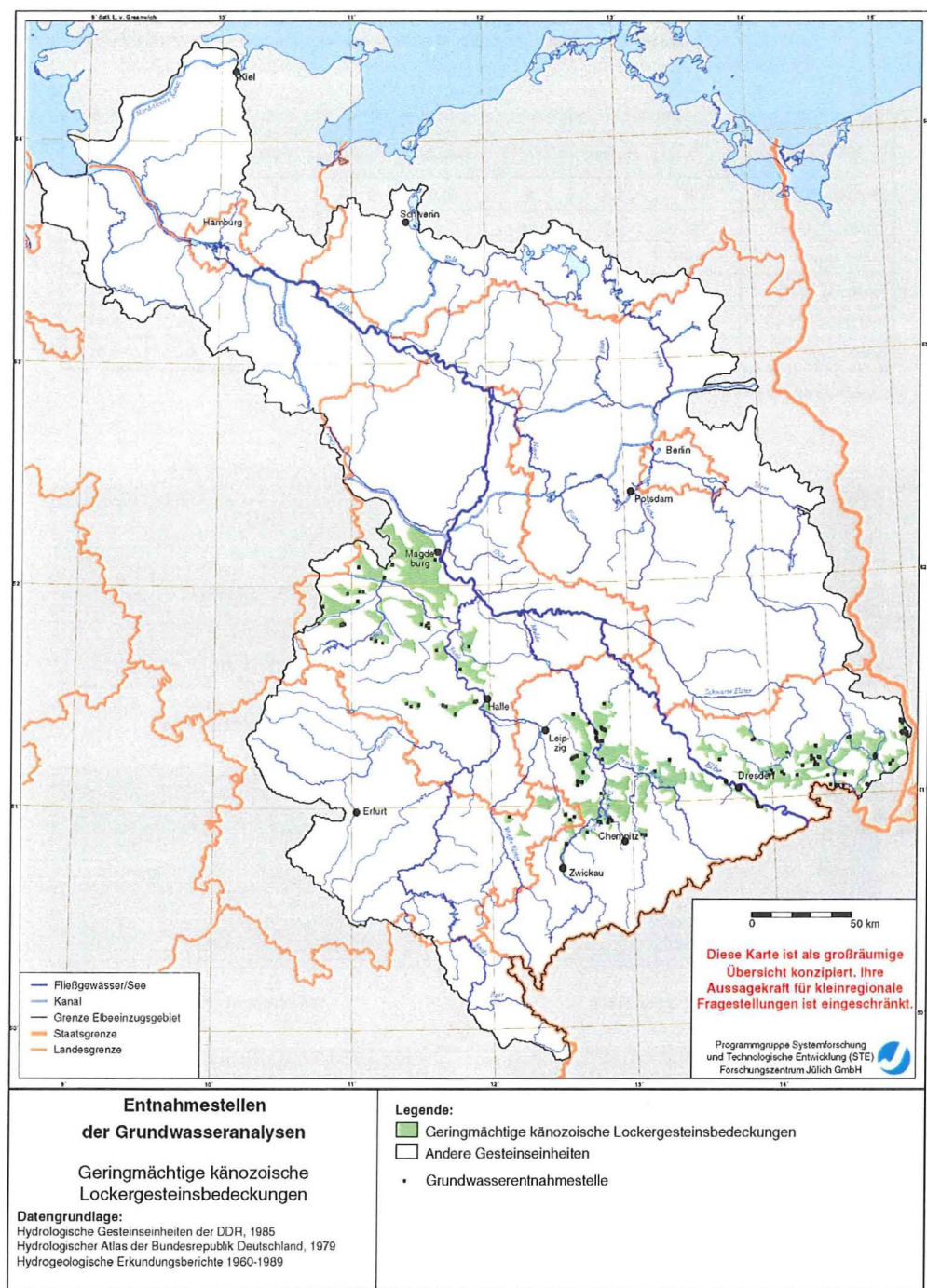
der Gesteinseinheit „Sander“ ($Q_3 = 8 \text{ mg NO}_3/\text{l}$) als auch für Analysen aus der Gesteinseinheit „Hochflächensande“ ($Q_3 = 10 \text{ mg NO}_3/\text{l}$). Differenziert nach der Entnahmetiefe zeigt sich, daß besonders bei Entnahmetiefen unter 20 m hohe Nitratkonzentrationen ($> 20 \text{ mg NO}_3/\text{l}$) auftreten. Auch gegenüber Grundwasseranalysen aus den Gesteinseinheiten, „Glaziofluviatile Sande“ und „Moränen“ sind der Anteil hoher Nitratwerte bei geringer Entnahmetiefe deutlich erhöht.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Die insgesamt geringen Sauerstoff- sowie die erhöhten Fe(II)-, Mn(II)- und Sulfatgehalte kennzeichnen die Grundwässer der Sandergebiete als nitratabbaufördernd. Die Verteilung der gemessenen Nitratkonzentrationen ist hierauf ein weiterer Hinweis. Der im Vergleich zu den Gesteinseinheiten „Glaziofluviatile Sande“ und „Moränen“ hohe Nitratgehalt des 75%-Quartils ($9 \text{ mg NO}_3/\text{l}$) zeigt aber, daß die hydrogeologische Gesteinseinheit „Hochflächensand, Sander“ eine Tendenz zu höheren Nitratwerten aufweist. Dieser Eindruck wird verstärkt, wenn man den hohen Waldanteil berücksichtigt (ca. 45 %), der die Böden dieser Gesteinseinheit bedeckt (vgl. Kap. 3.4). Das Fehlen bindiger Deckschichten scheint zur Folge zu haben, daß das mit dem Sickerwasser eingetragenes Nitrat trotz allgemein guter Denitrifikationsbedingungen bestimmte Aquiferbereiche bereits negativ beeinflusst hat. Die Sanderregionen werden daher einem „Mischtyp“ zugeordnet, der sowohl oxidierte als auch reduzierte Merkmale aufweist. Bei dieser Zuordnung wurde auch dem beispielsweise in Schleswig-Holstein festgestellten Sachverhalt Rechnung getragen, daß bei Beprobungen in Sanderregionen gehäuft erhöhte Nitratkonzentrationen festgestellt wurden (LAWA, 1995).

6.5 Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins

In Abb. 8 sind die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für diese Gesteinseinheit dargestellt. Tab. 10 zeigt die zugehörigen statistischen Verteilungskenngrößen. In Karte 8 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.



Karte 8: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins“.

Tab. 10: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schlefe
Entnahmetiefe [m]	203	5,6	9	23,5	91,3	16,7	18,58	0,41
Sauerstoff [mg/l]	64	0,8	2,9	6,5	11,8	4,1	3,5	0,34
Sulfat [mg/l]	115	17	57	169	297	91	88	0,39
Eisen (II) [mg/l]	193	0,1	0,28	2	20	1,6	3,2	0,42
Mangan(II) [mg/l]	173	nn*	0,03	0,3	3,43	0,25	0,5	0,44
Nitrat [mg/l]	189	0,8	9	30	592	25,5	54	0,31

*: unterhalb der Nachweisgrenze

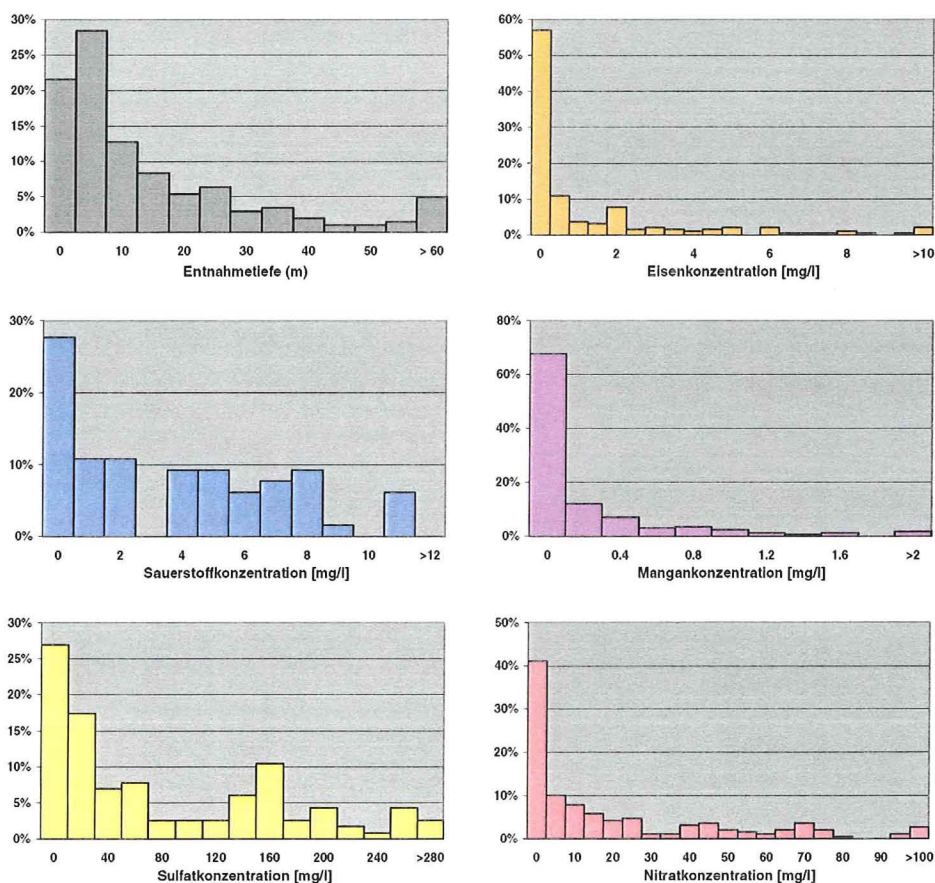


Abb. 8: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins“.

Die Entnahmetiefen aus dieser Gesteinseinheit weisen ein Maximum im Bereich zwischen ca. 4 und 9 m auf. Ungefähr 50 % der Entnahmetiefen der Grundwasseranalysen aus dieser Gesteinseinheit wurden aus Tiefen von weniger als 9 m entnommen. Dies ist vermutlich auf die geringe Mächtigkeit der Aquifere dieser Gesteinseinheit zurückzuführen. Auffallend ist jedoch, daß auch hohe Entnahmetiefen bis zu 90 m auftreten. Hierbei handelt es sich wahrscheinlich um Entnahmestellen aus tieferen Grundwasserstockwerken. Nicht auszuschließen sind hierbei auch Generalisierungseffekte der hydrogeologischen Kartenbasis, die bei der Verknüpfung einer Grundwasseranalyse mit einer grundwasserführenden Gesteinseinheit zu einer unzutreffenden Einordnung der Analyse führen können. Aufgrund der geringen Stichprobenanzahl, für die dies zutrifft, wird die Gültigkeit der hier getroffenen Auswertung hierdurch jedoch nicht signifikant beeinflusst.

Die Häufigkeitsverteilung der Sauerstoffkonzentrationen erscheint relativ uneinheitlich. Sie weist ein Maximum in der Klasse 0-1 mg O_2 /l auf. Die Verteilung ist deutlich rechtsschief. Bereits der Median von 2,9 mg O_2 /l liegt oberhalb des Grenzbereiches für ein reduziertes Milieu, der von Extremwerten beeinflusste Mittelwerte liegt bei 4,1 mg O_2 /l. Vom Verteilungstyp her zeigt sich eine Ähnlichkeit zu den in der Gesteinseinheit „Kiese und Schotter“ festgestellten Konzentrationen. Die Ursache hierfür könnte darin liegen, daß es sich bei beiden Gesteinseinheiten um neubildungsbeeinflusste Grundwässer handelt.

Die gemessenen Sulfatgehalte zeigen eine Mehrgipfeligkeit mit einem Hauptmaximum bei Konzentrationen unter 20 mg SO_4 /l und einem Nebenmaximum zwischen 130 und 160 mg SO_4 /l. Aufgrund der insgesamt hohen Sauerstoffgehalte des Grundwassers ist davon auszugehen, daß die hohen Sulfatgehalte in Zusammenhang mit Redox-Prozessen stehen. Dies dokumentiert erneut, daß die Sulfatkonzentrationen durch eine Reihe von Prozessen beeinflusst werden können. Die Aussagekraft hoher Sulfatgehalte im Grundwasser für die Ausweisung nitratreduzierender Aquifere erscheint daher im allgemeinen nicht sehr hoch.

Die Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen weisen eine Häufung der Meßwerte im unteren Konzentrationsbereich auf. Der Median von 0,28 mg Fe(II)/l bzw. 0,03 mg Mn(II)/l macht deutlich, daß der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,2 mg Fe(II)/l bzw. 0,05 mg Mn(II)/l in ca. 50 % der Fälle überschritten wird. Die Gesteinseinheit steht nach diesen Verteilungen zwischen den Einheiten „Glaziofluviale Sande“, „Moränen“ und „Sander“, bei denen 75 % der Analysen oberhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung liegen, und der Gesteinseinheit „Kiese und Schotter“, bei der dieser Grenzwert nur für 25 % der Analysen überschritten wird.

Die gemessenen Nitratkonzentrationen weisen eine große Streubreite auf und liegen bereits mit Erreichen des Medians (9 mg NO₃/l) deutlich über den Werten der in den Kapiteln 6.1 und 6.3 behandelten Gesteinseinheiten. Der im Vergleich zum Median sehr hohe Mittelwert von ca. 25 mg NO₃/l zeigt, daß hier eine nicht unerhebliche Analysenanzahl mit hohen Konzentrationen auftritt. Dies ist vermutlich auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung der diese hydrogeologische Gesteinseinheit bedeckende Böden (mehr als 80 % Ackerflächen, vgl. Kap. 3.4) zurückzuführen.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

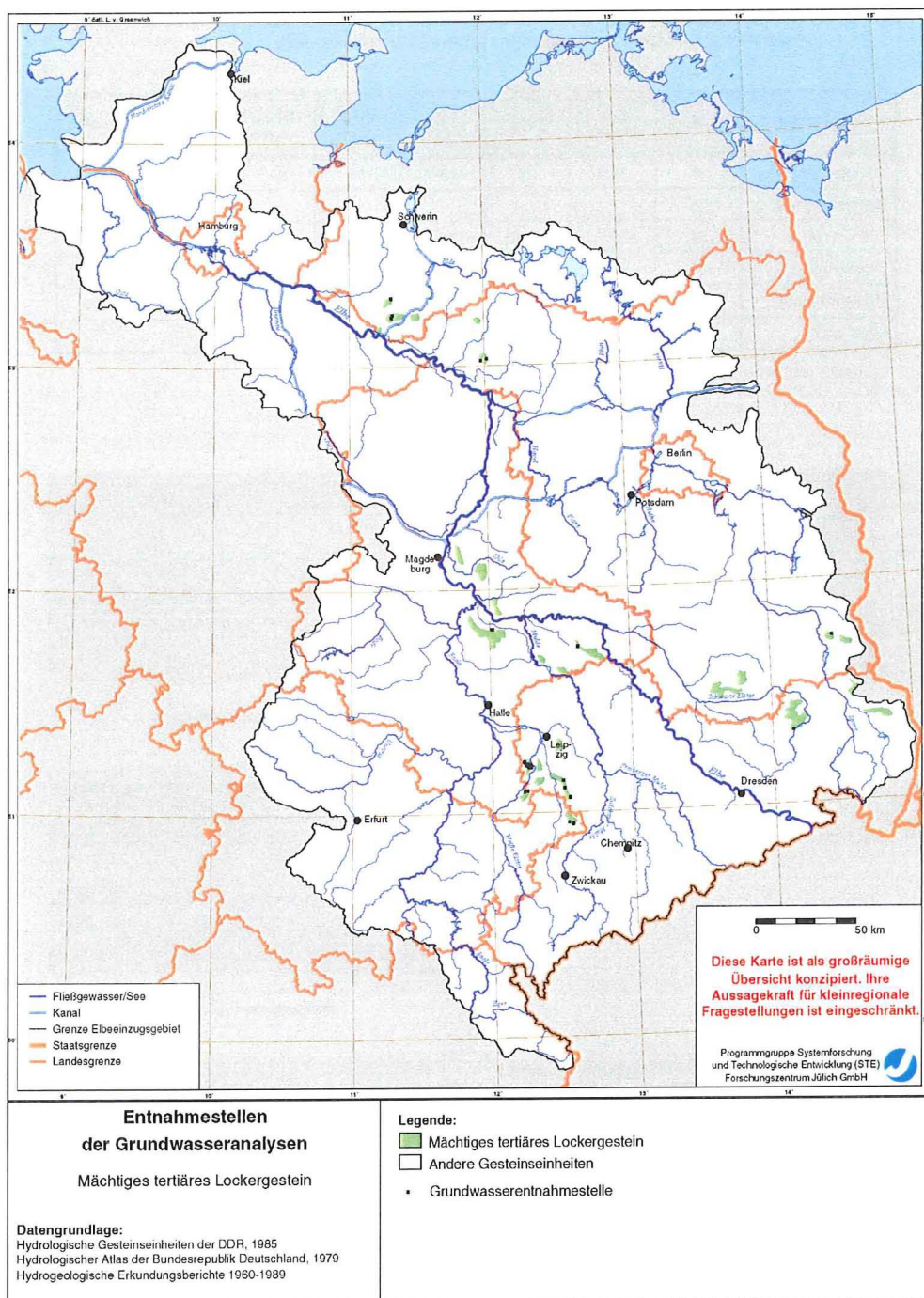
Die Häufigkeitsverteilungen weisen eine insgesamt hohe Ähnlichkeit zu denen der Gesteinseinheit „Kiese und Schotter“ auf (vgl. Kap. 6.2). Die Verteilungen der Lösungsinhalte Sauerstoff, Eisen(II), Mangan(II) und Nitrat deuten darauf hin, daß es sich um Aquifere mit überwiegend oxidierten (nicht nitratabbauenden) Eigenschaften handelt.

6.6 Mächtiges tertiäres Lockergestein

Abb. 9 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der betrachteten Grundwasserinhaltsstoffe für die Gesteinseinheit „Mächtiges tertiäres Lockergestein“. Tab. 11 zeigt die zugehörigen statistischen Verteilungskenngrößen. In Karte 9 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Aus dieser Gesteinseinheit stammt eine nur geringe Anzahl an Meßwerten, die auf eine nur lokal in Oberflächennähe anstehende Verbreitung dieser Gesteinseinheit zurückzuführen ist. Die Aussagekraft der statistischen Analysen ist daher eingeschränkt, für den Parameter Sauerstoff (n=2) wurde auf eine Auswertung verzichtet.

Die Entnahmetiefen der Meßwerte zeigen ein eindeutiges Überwiegen von Meßwerten aus Tiefen zwischen 5 und 20 m. Typisch für die Verteilung der Sulfatgehalte ist die trotz des geringen Stichprobenumfangs (n=24) große Heterogenität der Meßwerte, die sich u.a. darin zeigt, daß alle Konzentrationsklassen mit mehr als einem Wert belegt sind.



Karte 9: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Mächtiges tertiäres Lockergestein“.

Tab. 11: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Mächtiges tertiäres Lockergestein“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schlefe
Entnahmetiefe [m]	35	12,5	20	32,8	85	24,9	17,2	0,29
Sauerstoff [mg/l]	2							
Sulfat [mg/l]	24	26,7	69,8	183	280	99	84	0,34
Eisen (II) [mg/l]	35	0,5	1,6	3	16	2,5	3,3	0,29
Mangan(II) [mg/l]	35	0,03	0,1	0,24	0,9	0,17	0,19	0,35
Nitrat [mg/l]	34	nn*	0,1	5,6	24	2,9	5,4	0,53

*: unterhalb der Nachweisgrenze

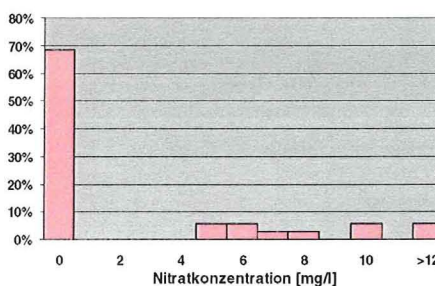
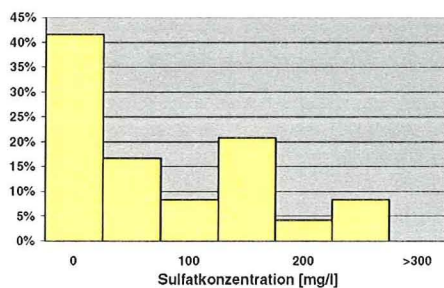
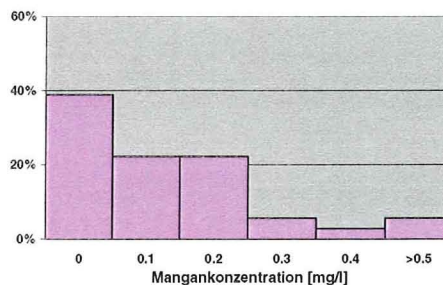
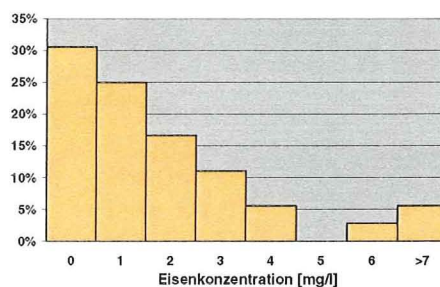
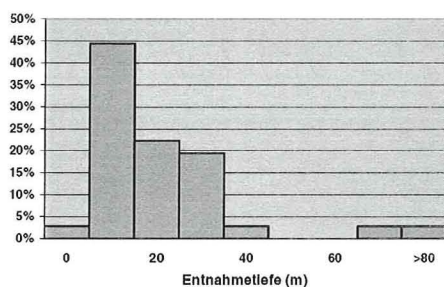


Abb. 9: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Mächtiges tertiäres Lockergestein“.

Die Verteilung der Eisen(II)-Konzentrationen ist rechtsschief mit einem Maximum im untersten Konzentrationsbereich (0-1 mg Fe(II)/l). Hiervon ausgehend nimmt die Anzahl der Meßwerte kontinuierlich bis auf 5 mg Fe(II)/l ab, wobei bereits das 25%-Quartil bei 0,3 mg Fe(II)/l liegt. Konzentrationen über 6 mg Fe(II)/l treten für ca. 10 % der Meßstellen auf. Insgesamt zeigt die Verteilung der Fe(II)-Konzentrationen ein ähnliches Verhalten wie die Gesteinseinheiten „Glaziofluviale Sande“, „Moränen“ und „Sander“.

An den Meßstellen, bei denen die Nitratkonzentration gemessen wurde, zeigten sich bei über 70 % der Analysen keine oder nur geringe Nitratgehalte. So liegt der Median dieser Verteilung unterhalb der Nachweisgrenze von 0,5 mg NO₃/l. Das 75%-Quartil (bei ca. 6 mg NO₃/l) macht jedoch deutlich, daß auch hohe Nitratkonzentrationen auftreten können.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Aufgrund der Verteilung der Fe(II)-, Mn(II)- und Nitratkonzentrationen sind die Grundwässer dieser Gesteinseinheit als überwiegend reduziert einzustufen. Dementsprechend wird diese Gesteinseinheit den Aquiferen mit denitrifikativen Eigenschaften zugeordnet.

6.7 Tonig-schluffige Beckenablagerungen

Abb. 10 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die Gesteinseinheit „Tonig-schluffige Beckenablagerungen“. Tab. 12 zeigt die zugehörigen statistischen Verteilungskenngrößen. In Karte 10 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Die Grundwasseranalysen aus dieser Gesteinseinheit stammen zu ca. 60 % aus Entnahmetiefen zwischen 20 und 40 m, wobei Entnahmetiefen von 20 m die größte Häufigkeit aufweisen. Entnahmetiefen unter 10 m treten nur selten auf.

Die in dieser Gesteinseinheit gemessenen Sauerstoffkonzentrationen liegen fast ausschließlich unter 6 mg O₂/l, das 75%-Quartil liegt bei 3 mg O₂/l. Der Mittelwert

(2,2 mg O_2/l) und Median (1,9 mg O_2/l) liegen relativ dicht zusammen, was darauf hinweist, daß die Verteilung nur wenig rechtsschief ist. Dies dokumentiert auch die geringe Schiefe von 0,16.

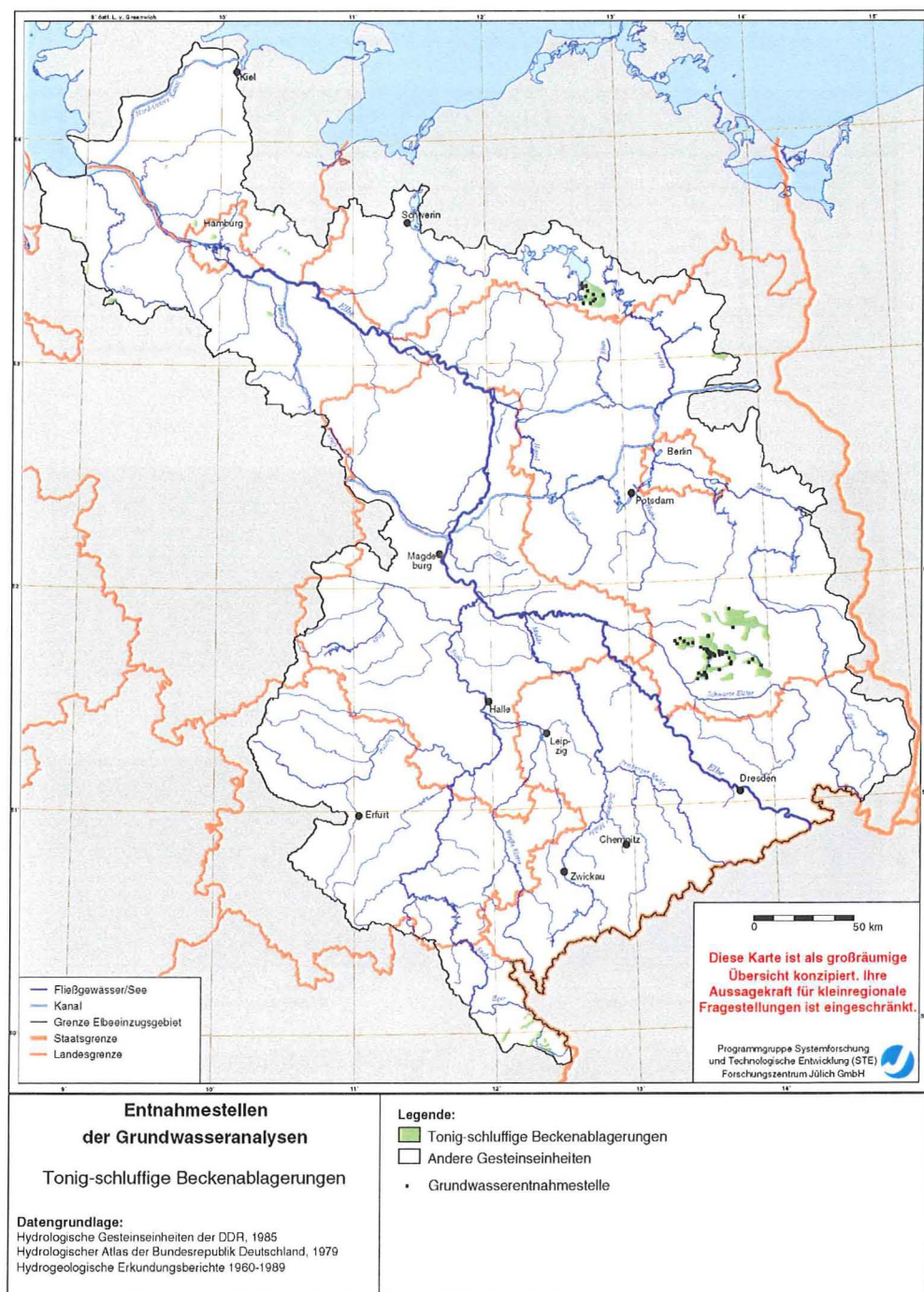
Im Gegensatz zu den in den Kap. 6.1-6.6 beschriebenen Verteilungen der Sulfatkonzentrationen, die sich allesamt durch hohe Konzentrationen in beachtlicher Anzahl auszeichneten, zeigt sich hier ein Überwiegen von Sulfatkonzentrationen unter 60 mg SO_4/l ; das 75%-Quartil beträgt 57 mg SO_4/l .

Die Eisen(II)-Konzentrationen weisen eine rechtsschiefe Verteilung mit einem Maximum im unteren Konzentrationsbereich und einem kontinuierlich nach rechts auslaufenden Verteilungsarm auf. Bei einem 25%-Quartil von 0,75 mg Fe(II)/l wird an fast allen Meßstellen der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,2 mg Fe(II)/l überschritten wird.

Bei den Mangankonzentrationen zeigt sich ein gehäuftes Auftreten von Werten im Bereich zwischen 0,1 und 0,3 mg Mn(II)/l. Höhere Konzentrationen treten mit deutlich geringerer und abnehmender Häufigkeit auf. Der auftretende Maximalwert von 0,65 mg Mn(II)/l zeigt zudem, daß die Mangankonzentrationen dieser Einheit eine nur geringe Schwankungsbreite aufweisen, was auch die Standardabweichung von 0,15 mg Mn(II)/l belegt.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Das Grundwasser der tonig-schluffigen Beckensedimente läßt sich aufgrund der hydrochemischen Eigenschaften dem überwiegend reduzierten Grundwassertyp zuordnen. Vor allem die hohen Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen sowie der insgesamt geringe Nitratgehalt sind Indizien hierfür. Die geringen Nitratgehalte könnten daher das Resultat mikrobieller Abbauvorgänge darstellen.



Karte 10: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Tonig-schluffige Beckenablagerungen“.

Tab. 12: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Tonig-schluffige Beckenablagerungen“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefe
Entnahmetiefe [m]	68	20	23	36,2	92	27,6	15,7	0,29
Sauerstoff [mg/l]	43	0,6	1,9	3	10	2,2	2,1	0,16
Sulfat [mg/l]	58	11	26,8	57	280	52	65	0,38
Eisen (II) [mg/l]	67	0,75	3	5,5	16	3,8	3,4	0,24
Mangan(II) [mg/l]	55	0,1	0,18	0,26	0,65	0,21	0,15	0,19
Nitrat [mg/l]	58	nn*	nn*	5	105	6,7	17,8	0,36

*: unterhalb der Nachweisgrenze

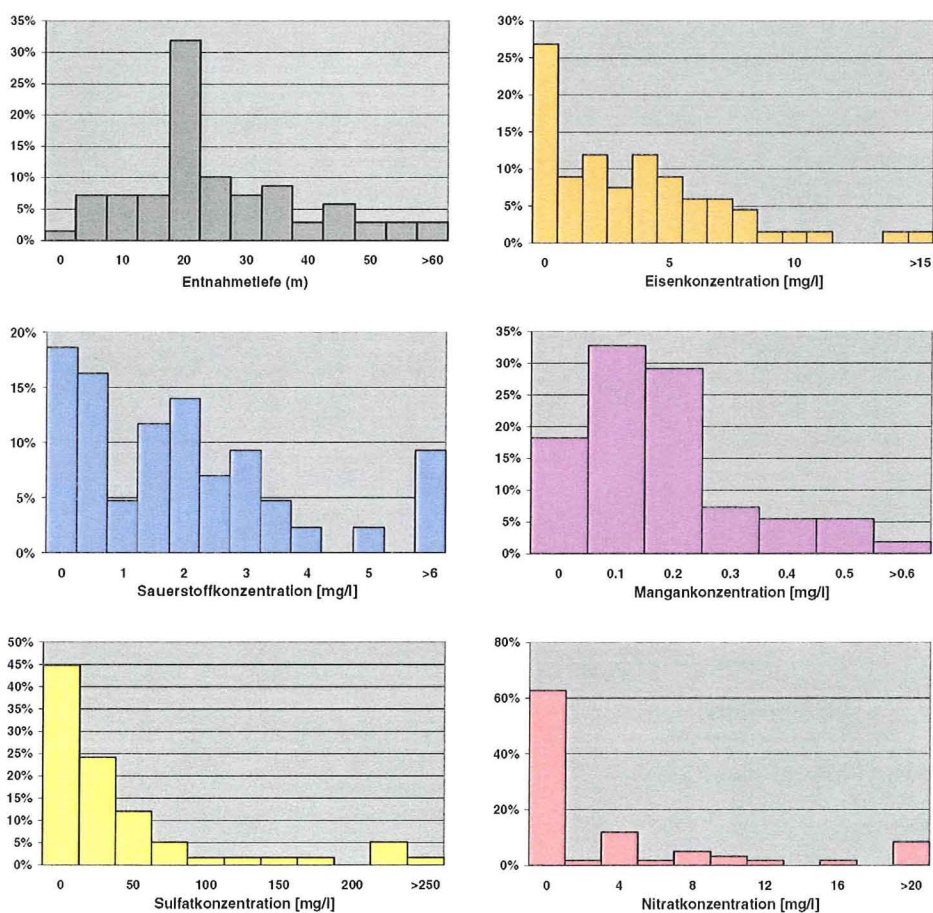


Abb. 10: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Tonig-schluffige Beckenablagerungen“.

6.8 Sandstein

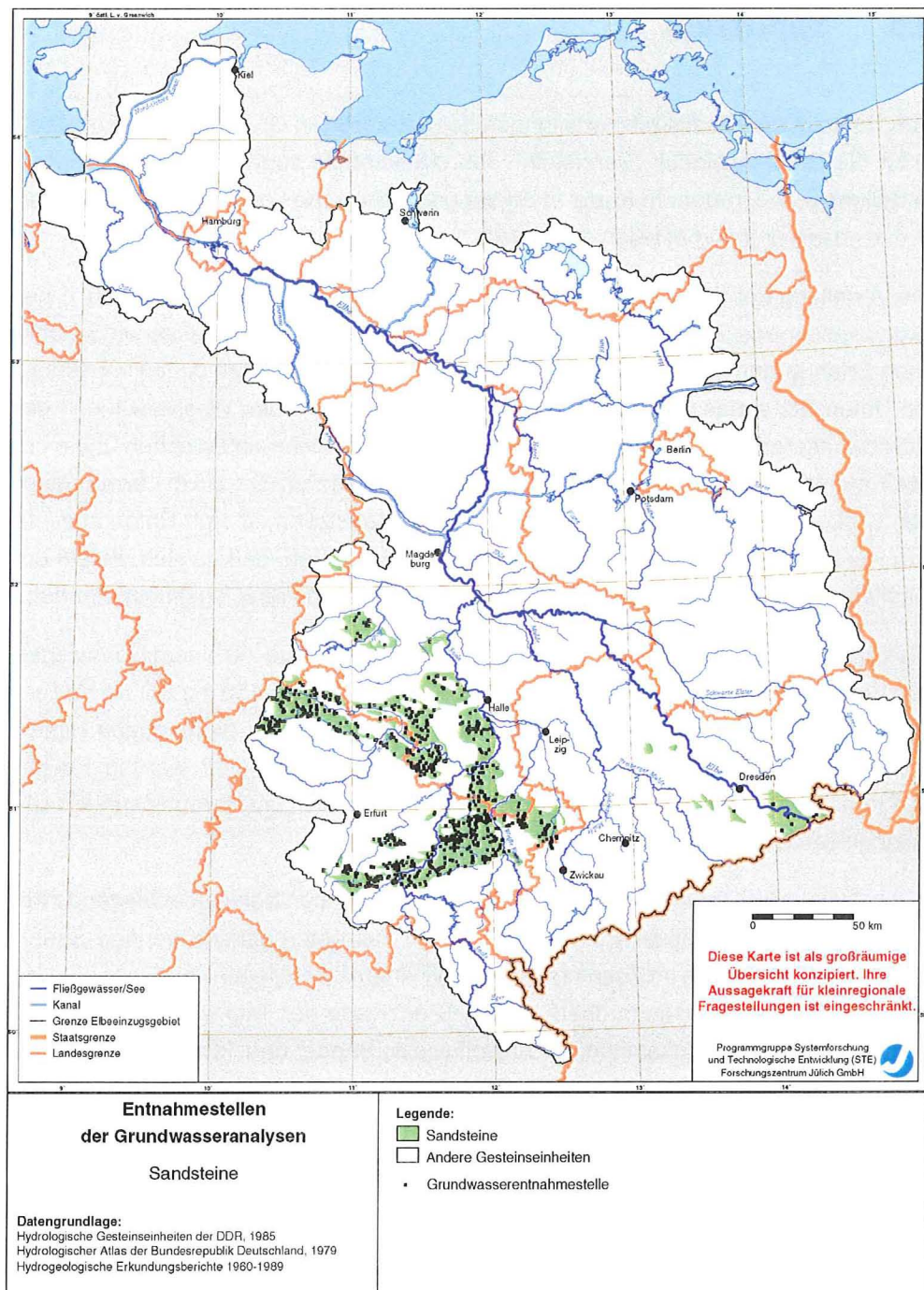
Abb. 11 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der betrachteten Grundwasserinhaltsstoffe für die Gesteinseinheit „Sandstein“. Tab. 13 zeigt die zugehörigen statistischen Verteilungskenngrößen. In Karte 11 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Die Verteilung der Entnahmetiefen ist relativ gleichförmig und liegt für ca. 50 % der Grundwässer aus Sandsteinaquiferen bei weniger als 22 m. Die wasserwirtschaftlichen Erfahrungen zum Beispiel aus Sachsen-Anhalt zeigen, daß die im verwendeten Datensatz ausgewiesenen Entnahmetiefen vermutlich den Wasserständen der Grundwasserentnahmestellen unter der Geländeoberfläche entsprechen und nicht der Tiefenlage des verfilterten Bereiches (wie für die in Kap. 6.1 bis 6.7 beschriebenen Lockergesteinsaquifere). Bei ca. 25 % der Meßstellen ist eine Entnahmetiefe von weniger als 5 m erkennbar. Das läßt darauf schließen, daß es sich hierbei um Quellen oder Grundwasserbrunnen mit flachen Grundwasserspiegellagen handelt.

Die Sulfatkonzentrationen zeigen eine große Variationsbreite mit einem Überwiegen von Konzentrationen im unteren Konzentrationsbereich (unter 50 mg SO_4/l). Mit Einschränkung können diese Konzentrationen als Richtwerte für die geogene Hintergrundkonzentration der psammitischen Gesteinsfolgen interpretiert werden. Bei hohen Konzentrationen ist nicht auszuschließen, daß es sich um Herauslösungen aus gipshaltigen Schichten handelt.

In den bislang beschriebenen hydrogeologischen Einheiten treten überwiegend zwei Klassen von Grundwassertypen auf. Im ersten Fall treten gehäuft geringe Sauerstoff- und Nitratgehalte im Zusammenhang mit einem Überwiegen von Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen oberhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung auf (z.B. in den Gesteinseinheiten „Glaziofluviatile Sande“ und „Moränen“). Im zweiten Fall gehen erhöhte Nitrat- und Sauerstoffkonzentration mit geringen Fe(II)- und Mn(II)-Werten einher. Beispiele für diesen Grundwassertyp sind die Gesteinseinheiten „Kiese und Schotter“ sowie „Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins“.

Die Gesteinseinheit „Sandstein“ zeigt einen dritten Grundwassertyp. Die in dieser Gesteinseinheit entnommenen Analysen weisen für die Parameter Sauerstoff, Nitrat, Eisen(II) und Mangan(II) geringe Werte auf und liegen zu 60-70 % in der jeweils untersten Konzentrationsklasse. Dies zeigt sich auch in den entsprechenden 25%-



Karte 11: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Sandstein“.

Tab. 13: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Sandstein“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefe
Entnahmetiefe [m]	945	5,2	22,5	42,2	99,8	26,7	23,6	0,18
Sauerstoff [mg/l]	194	nn*	0,01	1,9	12,3	1,5	2,7	0,55
Sulfat [mg/l]	596	18,2	52	110	298	77	75,5	0,33
Eisen (II) [mg/l]	915	nn*	0,1	0,5	16,5	0,7	1,7	0,34
Mangan(II) [mg/l]	734	nn*	0,01	0,11	3,5	0,14	0,32	0,39
Nitrat [mg/l]	862	nn*	4,3	18,2	934	30	97	0,26

*: unterhalb der Nachweisgrenze

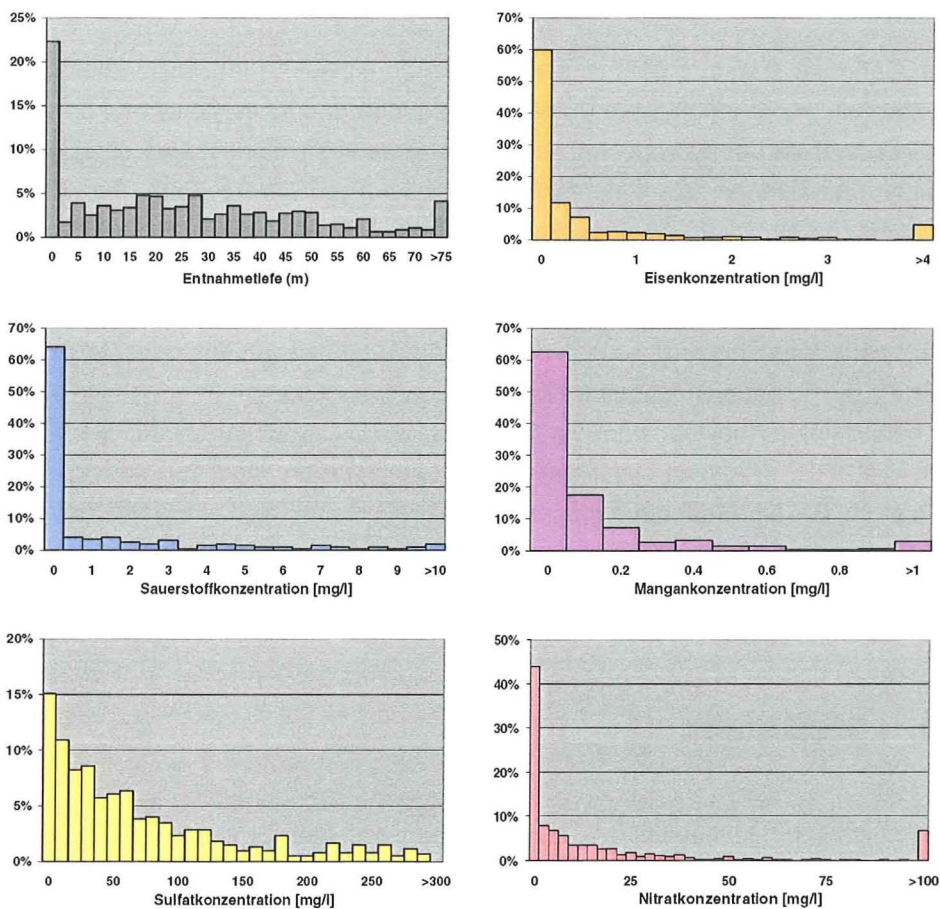


Abb. 11: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Sandstein“.

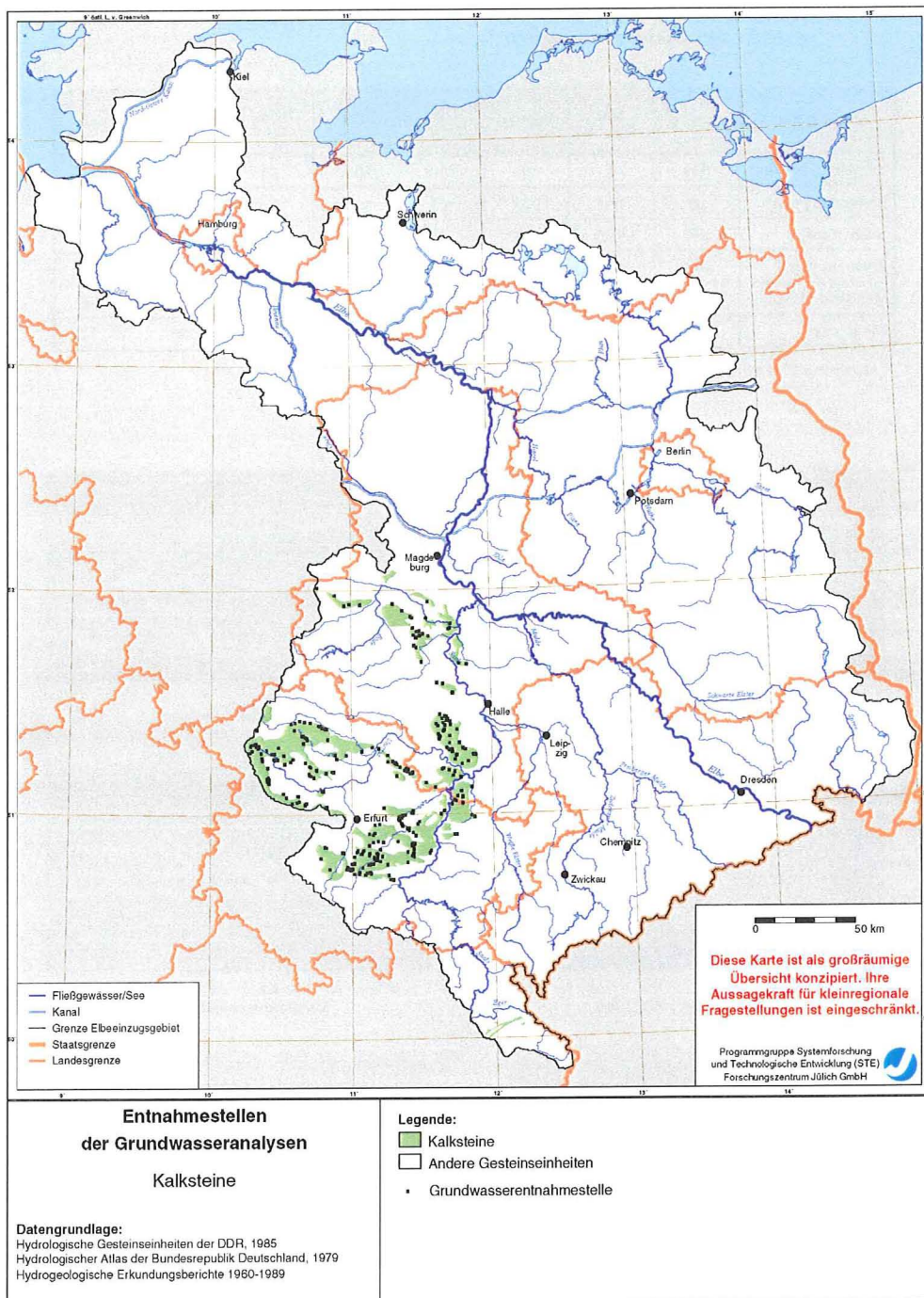
Quartilen und Medianen dieser Grundwasserinhaltsstoffe. Die Grundwässer aus dieser Gesteinseinheit weisen damit sowohl Kennzeichen oxidiert (niedrige Eisen- und Mangangehalte) als auch reduzierter Aquifere (niedrige Sauerstoffgehalte) auf. Die geringen Mn(II)- und Fe(II)-Konzentrationen können durch den geringen wasserlöslichen Stoffinhalt der psammitisch bis pelitischen Gesteinsfolgen geogen bedingt sein. In diesem Falle könnten die geringen Sauerstoffgehalte Ausdruck eines reduzierten Milieus sein. Die Nitratkonzentrationen zeigen jedoch Kennzeichen, die auf ein oxidiertes Milieu hinweisen. So liegt der Median mit 4,3 mg NO₃/l und das 75%-Quartil mit ca. 18 mg NO₃/l deutlich im Bereich oxidiert (Aquifere).

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Nach Gabriel & Ziegler (1998) ist der oben beschriebene Grundwasserchemismus gegebenenfalls durch lithofazielle Unterschiede erklärbar und würde es rechtfertigen, die Grundwässer der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Sandsteine“ anteilig dem Mischtyp zuzuordnen. Die gleichförmige Verteilung der Nitratgehalte über die gesamte Fläche der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Sandstein“ ist aber typisch für Aquifere, die kein ausgeprägtes Nitratabbauvermögen aufweisen. Ein weiteres Indiz hierfür ist das weitgehende Fehlen von Eisen(II)- und Mangan(II)-Ionen. Wie in Kap. 7 näher erläutert wird, weisen die Grundwasseranalysen aus dem Monitoringmeßnetz der Bundesländer zudem bedeutend höhere Sauerstoffgehalte auf als die hier betrachteten Analysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte. Die Sauerstoffgehalte der Analysen aus Sandsteinregionen wurden daher nur bedingt in die Typisierung des Nitratabbauvermögens einbezogen, wodurch diese Gesteinseinheit dem überwiegend nicht-nitratabbauenden Grundwassertyp zugeordnet wurde.

6.9 Kalkstein

Abb. 12 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die Gesteinseinheit „Kalkstein“. Tab. 14 zeigt die zugehörigen statistischen Verteilungskenngrößen. In Karte 12 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.



Karte 12: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Kalkstein“.

Tab. 14: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Kalkstein“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefte
Entnahmetiefe [m]	349	5	22	41,8	99,5	26	23	0,19
Sauerstoff [mg/l]	89	nn*	0,24	4,1	11,2	2,3	3,1	0,67
Sulfat [mg/l]	278	61,3	154	312	1286	247	274	0,34
Eisen (II) [mg/l]	344	nn*	nn*	0,2	20	0,38	1,55	0,24
Mangan(II) [mg/l]	261	nn*	0,01	0,05	1,54	0,05	0,18	0,24
Nitrat [mg/l]	337	2	11	29	860	51	126	0,32

*: unterhalb der Nachweisgrenze

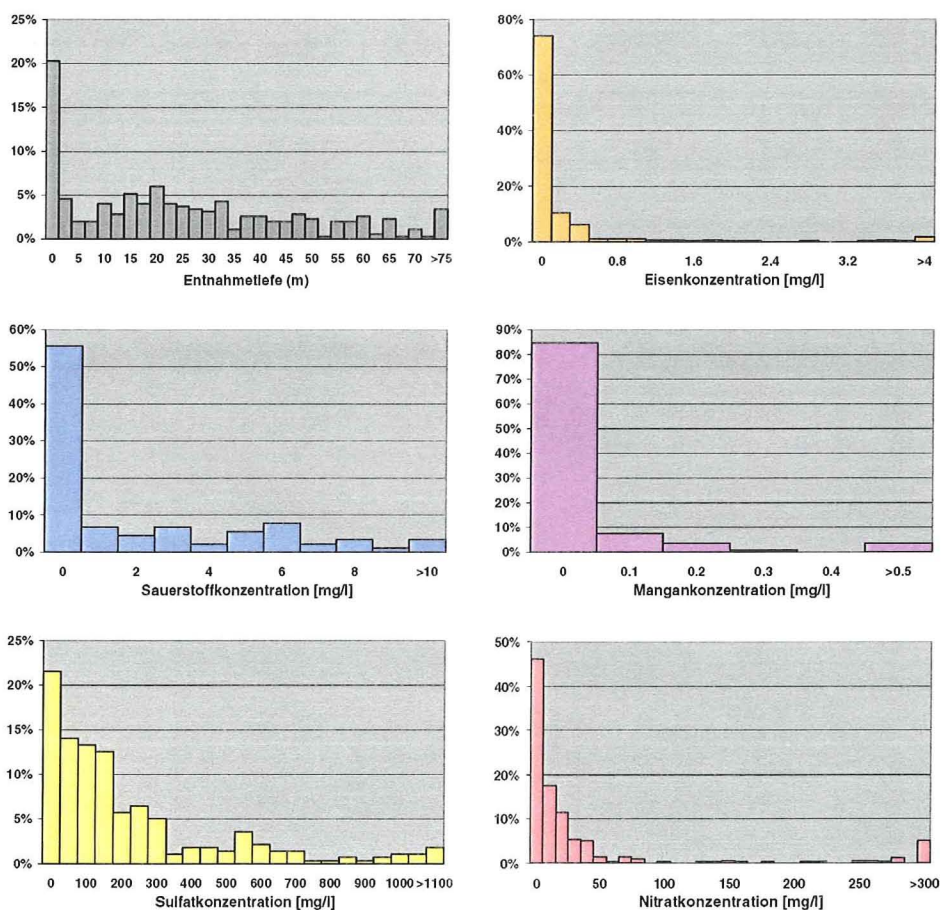


Abb. 12: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Kalkstein“.

Mehr als 50 % der Analysen aus den Kalksteinaquiferen wurden aus Tiefen von mehr als 22 m entnommen. Sie entstammen also aus dem gleichen Tiefenbereich wie die Analysen aus der Gesteinseinheit „Sandstein“. 25 % der Grundwasseranalysen stammen aus Entnahmetiefen von weniger als 5 m. Das weist auf einen hohen Anteil an Quellen hin, da nicht zu erwarten ist, daß in den Kalksteinregionen oberflächennahe Grundwässer auftreten (Gabriel & Ziegler, 1998). Auch für die Kalksteinaquifere ist nicht auszuschließen, daß die angegebenen Entnahmetiefen eher den Wasserstand unter der Geländeoberfläche als den verfilterten Bereich repräsentieren.

Die Sauerstoffkonzentrationen zeigen ein deutliches Überwiegen von Meßwerten im Bereich unter 1 mg O_2/l . Klassen höherer Konzentrationen weisen allesamt eine relative Häufigkeit von unter 10 % auf. Dementsprechend liegt der Median mit 0,24 mg O_2/l in der untersten Klasse. Die Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen entspricht damit weitgehend der Verteilung für die Gesteinseinheit „Sandsteine“. Dennoch zeigt die Lage des 75%-Quartils, daß in der Gesteinseinheit „Kalkstein“ höhere Sauerstoffgehalte auftreten können.

Die Sulfatgehalte, die in dieser Gesteinseinheit gemessen wurden, liegen auf einem insgesamt sehr hohen Niveau. So liegt bereits der Median mit 160 mg SO_4/l deutlich oberhalb der für die bisher behandelten Gesteinseinheiten festgestellten Werte. Vermutlich sind diese erhöhten Sulfatkonzentrationen geogen bedingt und auf Herauslösungen aus gipshaltigen Einschaltungen zurückzuführen. Ein Zusammenhang mit einer auf die autotrophe Denitrifikation zurückzuführende Erhöhung der Sulfatkonzentration ist auszuschließen.

Die gemessenen Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen liegen zum größten Teil im jeweils untersten Konzentrationsbereich. Selbst die 75%-Quartile liegen für beide Inhaltsstoffe unterhalb der Grenzwerte der Trinkwasserversorgung von 0,2 mg Fe(II)/l bzw. 0,05 mg Mn(II)/l. Auch hier zeigt sich eine außerordentliche Ähnlichkeit zu den Verteilungen aus der Gesteinseinheit „Sandstein“.

Die Verteilung der Nitratkonzentrationen weist für die Gesteinseinheit „Kalksteine“ eine sehr große Spannbreite auf. Bereits das 25%-Quartil liegt bei 2 mg NO_3/l . Der im Vergleich zum Median (11 mg NO_3/l) hohe Mittelwert von ca. 51 mg NO_3/l zeigt, daß es in dieser Gesteinseinheit eine Reihe von Meßstellen mit außerordentlich hohen Nitratkonzentrationen gibt (Maximum: 860 mg NO_3/l).

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

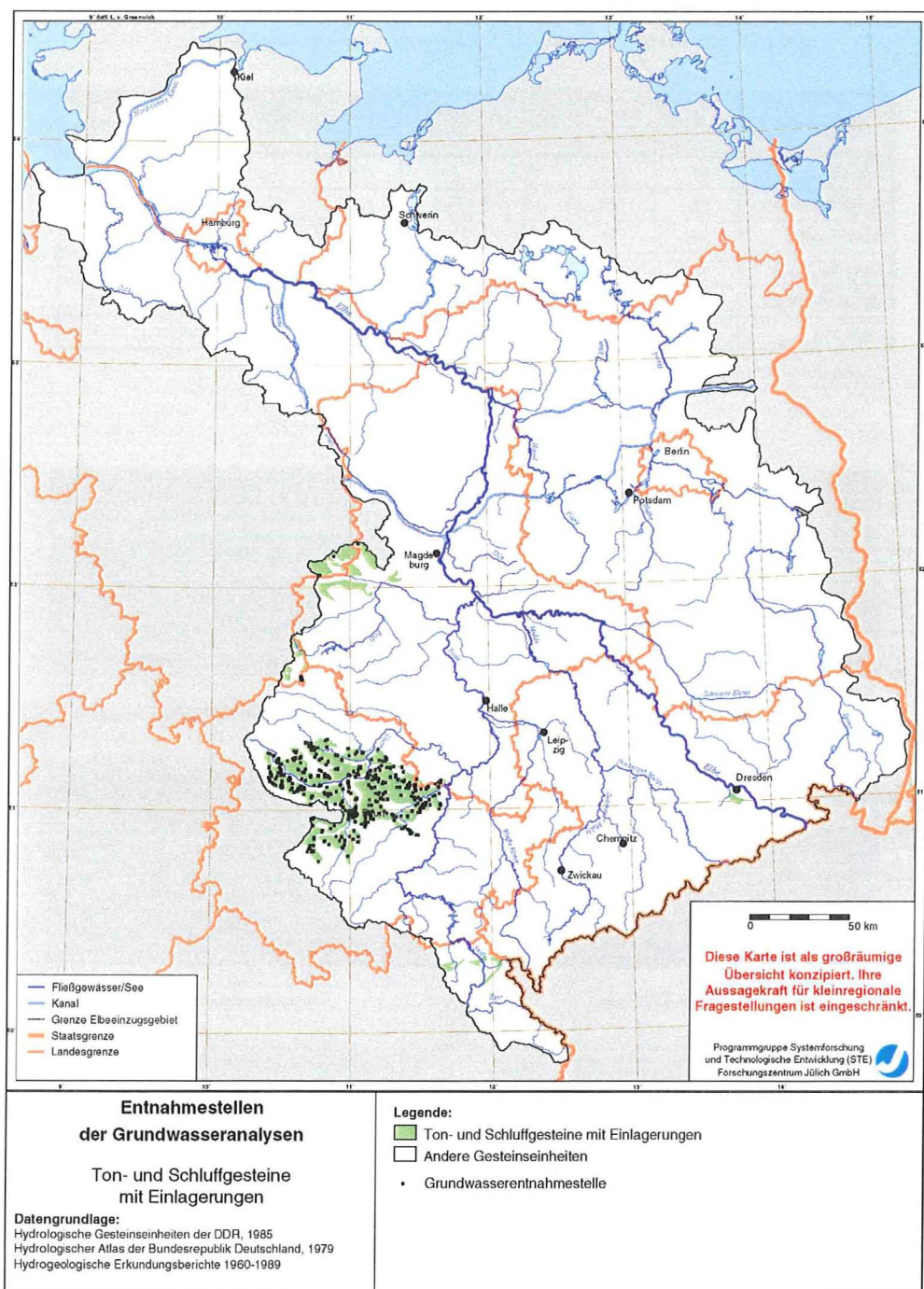
Die in dieser Gesteinseinheit gehäuft auftretenden Nitratkonzentrationen oberhalb des geogenen Referenzbereiches zeigen, daß es sich um Grundwasserleiter ohne nennenswertes Nitratabbauvermögen handelt. Die breite Streuung der Nitratgehalte sind vermutlich Ausdruck der insgesamt intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der fruchtbaren Böden in diesen Regionen (vgl. Kap. 3.4), die sich u.a. darin dokumentiert, daß ca. 70 % der Bodenbedeckungen dieser hydrogeologischen Gesteinseinheit ackerbaulich genutzt werden. Dementsprechend besteht die Gefahr, daß mit dem Sickerwasser eingetragenes Nitrat aufgrund der in der Regel hohen Wasserwegsamkeit dieser Gesteine über große Entfernung verfrachtet werden kann.

6.10 Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen

Abb. 13 zeigt die relativen Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen“. In Tab. 15 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. In Karte 13 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Die Grundwasseranalysen aus dieser Gesteinseinheit stammen zu 50 % aus Entnahmetiefen von mehr als 13 m, wobei jedoch Entnahmetiefen größer als 30 m nur relativ selten auftreten. Im Vergleich zu den Grundwasseranalysen aus den Gesteinseinheiten „Sandstein“ und „Kalkstein“ weist die Mehrzahl der Grundwassermeßstellen aus der Gesteinseinheit „Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen“ geringere Entnahmetiefen auf, so daß auch für diese Gesteinseinheit nicht ausgeschlossen werden kann, daß der Wasserstand unter der Geländeoberfläche angegeben ist.

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen zeigen ein Maximum im Bereich unter 1 mg O₂/l. Von diesem Maximum ausgehend fällt die relative Häufigkeit der Sauerstoffgehalte in Richtung auf höhere Konzentrationen steil ab. Dennoch sind bis zu Konzentrationen bis 7 mg O₂/l alle Klassen relativ gleichförmig belegt. Der Median der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen beträgt 2 mg O₂/l. Mehr als 50 % der gemessenen Sauerstoffgehalte liegen damit über dem Grenzbereich für nitratreduzierende Verhältnisse.



Karte 13: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen“.

Tab. 15: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefte
Entnahmetiefe [m]	487	5,5	13,5	23,5	98	17,3	17	0,22
Sauerstoff [mg/l]	177	nn*	2	4,6	12,2	2,8	3,1	0,26
Sulfat [mg/l]	364	81	184	516	1300	341	361	0,44
Eisen (II) [mg/l]	480	nn*	nn*	0,1	17,5	0,18	1	0,18
Mangan(II) [mg/l]	350	nn*	0,01	0,03	1,7	0,03	0,11	0,15
Nitrat [mg/l]	442	3	12	41,4	976	59,6	138,7	0,34

*: unterhalb der Nachweisgrenze

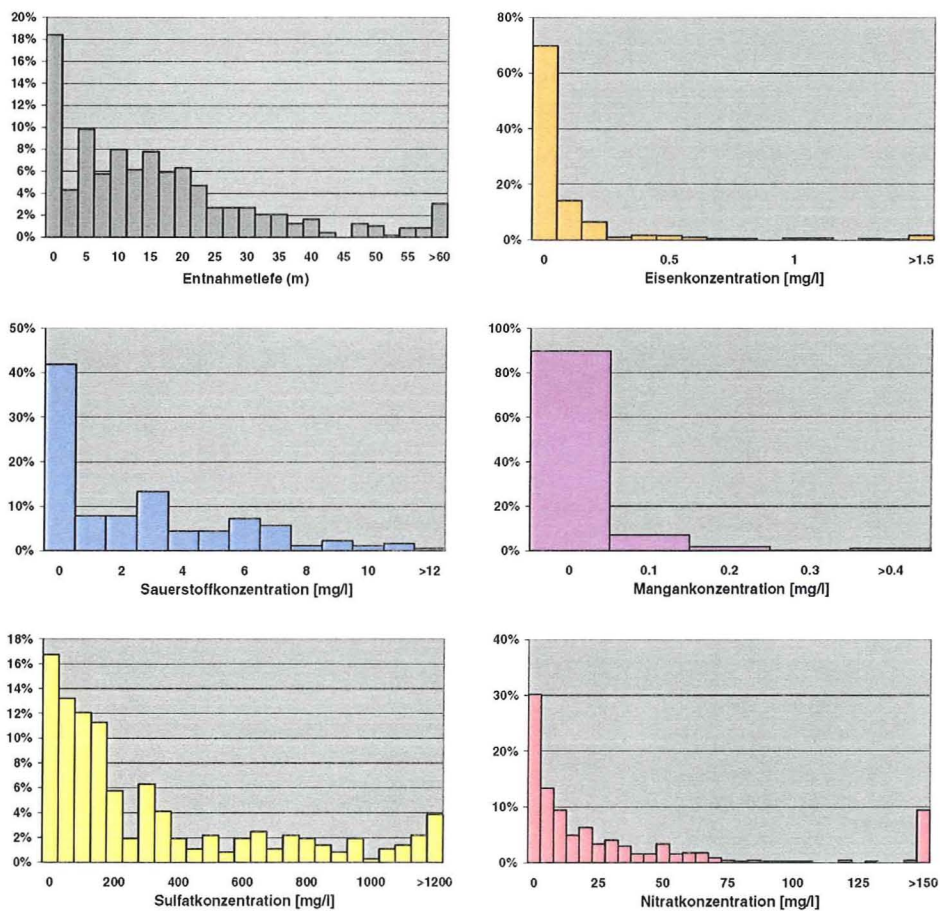


Abb. 13: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen“.

Die Sulfatkonzentrationen weisen hohe bis sehr hohe Werte bei einer insgesamt sehr großen Streubreite (Standardabweichung 361 mg SO_4/l) auf. Bereits das 25%-Quartil liegt mit 81 mg SO_4/l über dem in Kap. 2.3 angegebenen Wert für „normale“ geogene Hintergrundkonzentrationen. Vermutlich ist das Auftreten höherer Sulfatwerte auf Lösungsvorgänge aus gipshaltigen Einschaltungen zurückzuführen.

Die Verteilung der Eisen(II)-Konzentrationen und die der Mangan(II)-Konzentrationen sind sehr ähnlich. In beiden Fällen überwiegen eindeutig geringe Konzentrationen. So liegt das 75%-Quartil sowohl für Eisen(II) ($Q_3 = 0,1 \text{ mg Fe(II)/l}$) als auch für Mangan(II) ($Q_3 = 0,03 \text{ mg Mn(II)/l}$) deutlich unter den jeweiligen Grenzwerten der Trinkwasserverordnung bzw. unterhalb des Grenzwertes, der auf nitratreduzierende Grundwasserverhältnisse im Aquifer hinweist.

Die gemessenen Nitratkonzentrationen zeigen alle Kennzeichen oxidierter Aquifere. So liegen die Meßwerte in einem weiten Bereich zwischen Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze und mehr als 900 mg/l. Auf diese Weise ist die Standardabweichung von 139 mg/l erklärbar. Bereits das 25%-Quartil zeigt Konzentrationen von 3 mg/l, was als Hinweis auf eine deutliche anthropogene Überprägung des Grundwassers interpretiert werden kann. Aufgrund der fast 85 % ackerbaulich genutzter Böden, die diese Gesteinseinheit überdecken, ist von einer großräumigen diffusen Nitratbelastung durch die Landwirtschaft auszugehen. Die große Differenz zwischen Mittelwert und Median zeigt zudem, daß extrem hohe Nitratkonzentration in dieser Gesteinseinheit gemessen worden sind. Nach Gabriel & Ziegler (1998) spielen punktuelle und linienhafte Nitratreinträge über Trockenrisse und Tier- und Wurzelgänge eine wesentliche Rolle. Dementsprechend gehen Gabriel & Ziegler davon aus, daß auch ein hoher Sinkwasseranteil auftritt, als dessen Folge Quellaustritte mit hohen Nitratgehalten zu beobachten sind.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Ein nennenswerter Nitratabbau, der die mit dem Sickerwasser eingetragenen Nitratgehalte flächenhaft reduziert, scheint für diesen Gesteinstyp keine oder eine nur untergeordnete Rolle zu spielen. Kennzeichen hierfür sind die geringen Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen sowie die großräumig auftretenden Nitratkonzentrationen oberhalb des geogenen Referenzwertes. Die Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen sind daher ebenfalls als nicht-nitratabbauend einzustufen.

6.11 Dolomite, Salinare und Letten

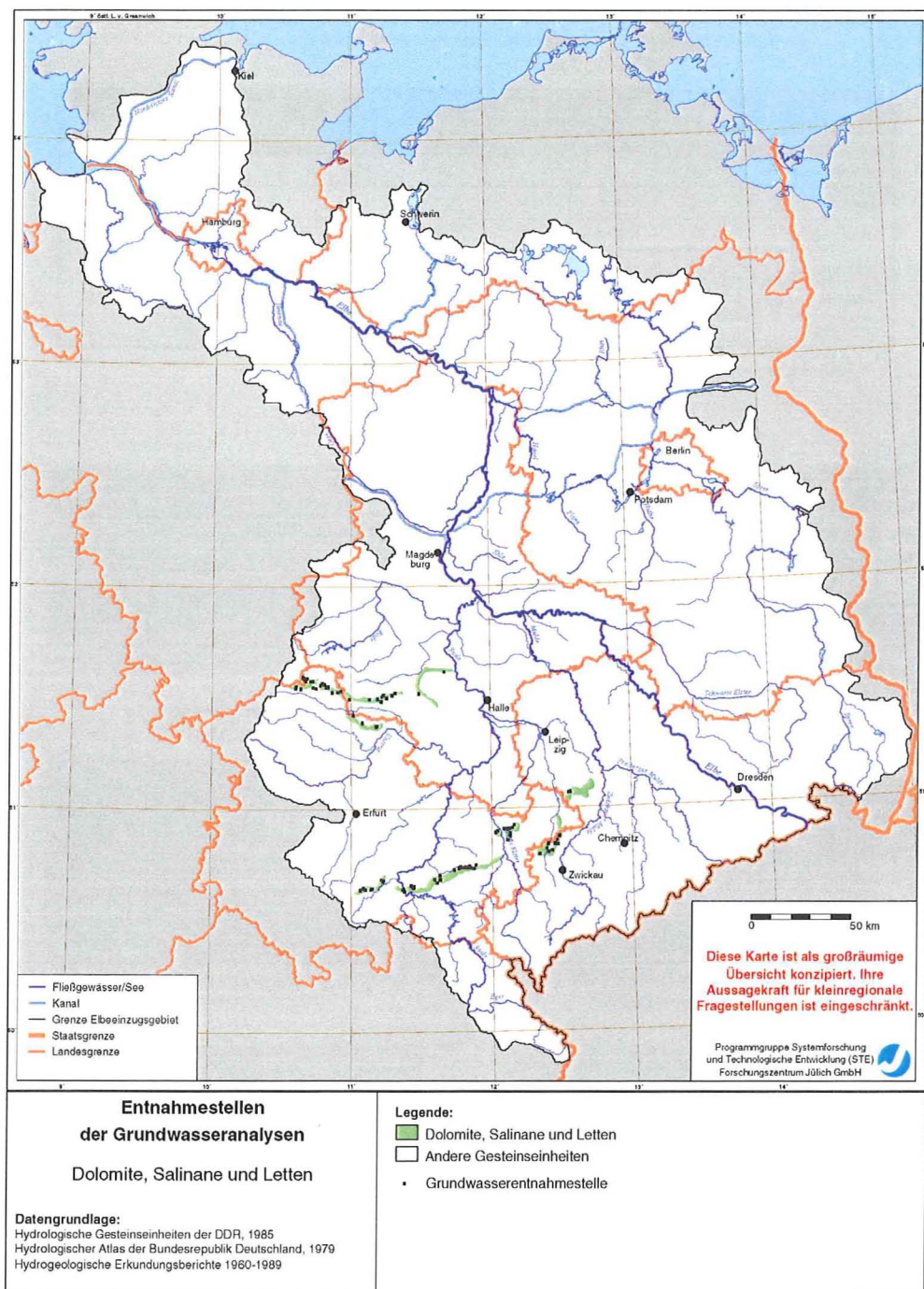
Abb. 14 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Dolomite, Salinare und Letten“. In Tab. 16 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. In Karte 14 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Die Anzahl der Grundwassermeßstellen aus dieser Gesteinseinheit, die für die statistische Auswertung zur Verfügung stand, lag je nach Parameter lediglich zwischen 32 und 92. Eine mögliche Ursache hierfür ist die nur geringe oberflächennahe Verbreitung dieser Gesteinsfolge. Die Aussagekraft der statistischen Analyse ist dadurch eingeschränkt.

Die Mehrzahl der Grundwasseranalysen aus dieser Gesteinseinheit weisen Entnahmetiefen von weniger als 7 m auf, bei 25 % der Entnahmestellen handelt es sich um Quelfassungen (Entnahmetiefe 0 m). Mehr als 90 % der gemessenen Sauerstoffgehalte liegen unterhalb 1,5 mg O₂/l. Da die Gesteinsabfolgen des Randzechsteins außerdem Anhydrit-/Gipseinschaltungen enthalten, weisen deren Grundwasser oftmals hohe Sulfatkonzentrationen auf. So liegen 25 % der Meßwerte oberhalb von 200 mg SO₄/l. Wenig eindeutig ist die Verteilung der Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen. Mit Erreichen des 75%-Quartils haben beide Parameter die jeweiligen Grenzwerte der Trinkwasserverordnung überschritten und weisen merkliche Gehalte an Eisen(II) bzw. Mangan(II) auf. Eine mögliche Ursache hierfür ist der relativ hohe Sulfidgehalt der Zechsteinsfolgen.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Die Verteilung der Nitratkonzentration ist ein Indikator dafür, daß die hydrogeologische Gesteinseinheit Dolomite, Salinare und Letten zu den überwiegend nicht-nitratabbauenden Gesteinseinheiten zu zählen ist. So liegt der Nitratgehalt der Grundwässer bei einer Standardabweichung von 128 mg NO₃/l bereits beim Median bei 17 mg NO₃/l. Der Mittelwert von 66 mg NO₃/l und das Maximum von 715 mg NO₃/l zeigen, daß in dieser Gesteinseinheit hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser auftreten können.



Karte 14: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Dolomite, Salinare und Letten“.

Tab. 16: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Dolomite, Salinare und Letten“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefe
Entnahmetiefe [m]	106	0	7	20	90,1	13,9	18,6	0,37
Sauerstoff [mg/l]	32	nn*	0,01	0,1	9,9	0,54	2	0,26
Sulfat [mg/l]	81	26,4	62	188,4	1272	144	228	0,36
Eisen (II) [mg/l]	92	nn*	0,02	0,34	19,4	0,95	3	0,31
Mangan(II) [mg/l]	73	nn*	0,01	0,1	1,2	0,09	0,2	0,39
Nitrat [mg/l]	92	1,4	17	37	716	66	128	0,38

*: unterhalb der Nachweisgrenze

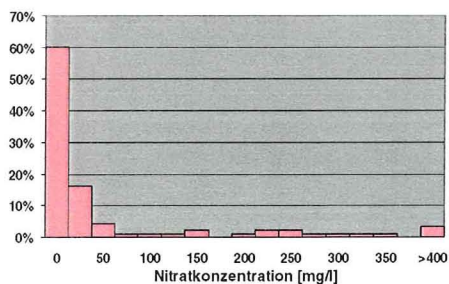
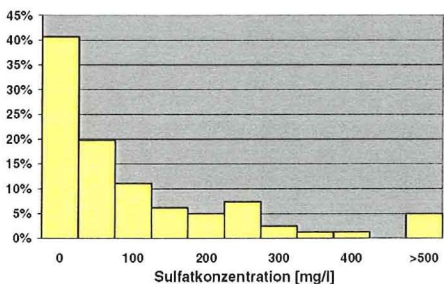
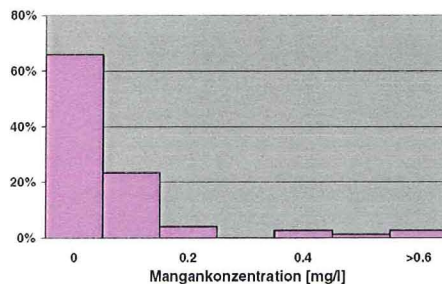
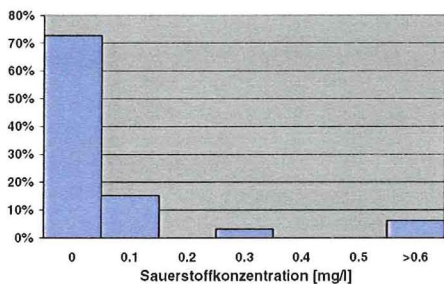
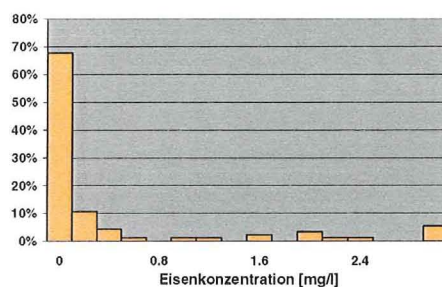
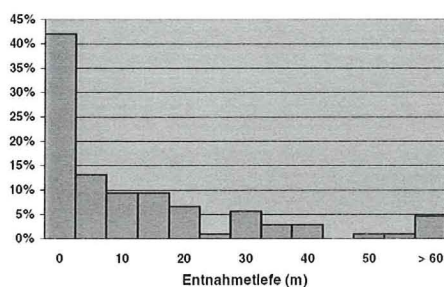


Abb. 14: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Dolomite, Salinare und Letten“.

6.12 Schiefergesteine und Grauwacken

Abb. 15 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Schiefergesteine und Grauwacken“. In Tab. 17 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. In Karte 15 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Die Grundwasseranalysen aus dieser hydrogeologischen Gesteinseinheit stammen im Vergleich zu den anderen Meßstellen aus mesozoischen Gesteinseinheiten aus einem geringeren Tiefenbereich. So wurden mehr als 75 % der Proben aus Tiefen von weniger als 15 m entnommen. Zahlreiche Untersuchungen (z.B. Gabriel et al., 1989; Jordan & Weder, 1995; Kunkel & Wendland, 1998) zur Höhe des unterirdischen Abflusses in den paläozoischen Gesteinsfolgen zeigen, daß nur ein relativ kleiner Teil des einsickernden Niederschlagswassers als langsam abfließender unterirdischer Abfluß abgeführt wird. Der auftretende Abfluß vollzieht sich in der Regel kurzfristig und zeigt einen ausgeprägten Jahrgang. Bei diesem Teil des unterirdischen Abflusses handelt es sich nicht um einen echten Grundwasserabstrom sondern um Abflußkomponenten, die in der Auflockerungszone oberhalb des Aquifers abfließen und nicht in den eigentlichen Kluftaquifer einspeisen. Vermutlich handelt es sich bei der Mehrzahl der Meßstellen zwischen ca. 3 m und 15 m um Analysen, die aus dieser Auflockerungszone über dem anstehenden Grundgebirge stammen. Bei der Mehrzahl der Analysen mit Entnahmetiefen unter 3 m wird es sich überwiegend um Quelfassungen handeln.

Die in dieser Gesteinseinheit gemessenen Sauerstoffkonzentrationen liegen für fast 90 % der Meßstellen unterhalb von 1 mg O₂/l. Die übrigen Sauerstoffgehalte verteilen sich relativ gleichmäßig auf die höheren Konzentrationsbereiche, wodurch die Verteilungskurve einen weit nach rechts auslaufenden Verteilungsarm aufweist.

Im Hinblick auf die Sulfatgehalte zeigt sich, daß ungefähr 40 % der Meßstellen Konzentrationen aufweisen, die oberhalb des für psephitische Festgesteine typischen Wertes (< 30 mg SO₄/l) liegen. Erklärbar sind diese erhöhten Sulfatkonzentrationen durch eine Oxidation von in dieser Gesteinsfolge auftretenden pyrithaltigen organogenen Anteilen (vor allem in Tonschieferfolgen).

Die Eisen(II)-Konzentrationen zeigen für mehr als die Hälfte der Analysen Werte unter 0,04 mg Fe(II)/l. Die Grundwässer können damit praktisch als eisen(II)-frei bezeichnet werden. Dennoch liegen ca. 25 % der Werte über 0,6 mg Fe(II)/l.

Die Mangan(II)-Konzentrationen zeigen eine Verteilung, die, im Gegensatz zu den Mangan(II)-Konzentrationen in den bisher diskutierten Gesteinseinheiten, gewisse Unterschiede zur Eisen(II)-Konzentrationsverteilung aufweist. Der Hauptunterschied besteht darin, daß die Mangan(II)-Gehalte in den unteren Konzentrationsniveaus höher sind als die Eisen(II)-Gehalte. So liegt der Median der gemessenen Mangan(II)-Gehalte mit 0,1 mg Mn(II)/l höher als der Median der Eisen(II)-Konzentrationen (0,08 mg Fe(II)/l). Die im Vergleich höheren Eisen(II)- und vor allem Mangan(II)-Konzentrationen sind wahrscheinlich, genauso wie die erhöhten Sulfatgehalte, durch Herauslösungen aus pyrithaltigen Gesteinsfolgen erklärbar. Das Grundwasser aus dieser Gesteinseinheit weist damit reduzierte Eigenschaften auf.

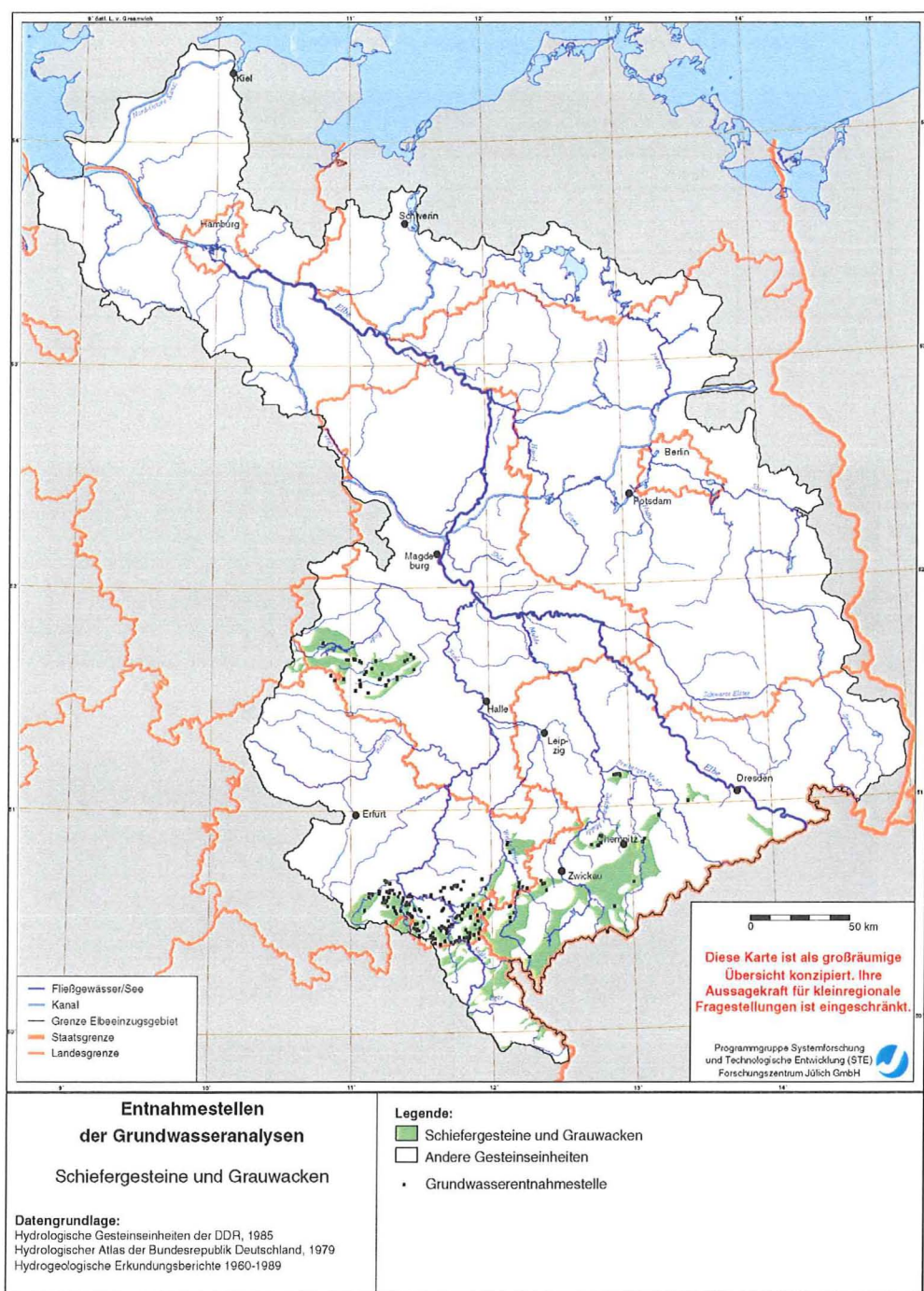
Die Verteilung der gemessenen Nitratkonzentrationen weist für ca. 50 % der gemessenen Werte (Median = 1,4 mg NO₃/l) auf reduzierte, nitratabbaufördernde Bedingungen hin. Das 75%-Quartil bei ca. 20 mg NO₃/l liegt hingegen in einer Größenordnung, die auf eindeutig oxidierte Bedingungen hinweist.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Insgesamt scheint es sich bei dieser Gesteinseinheit um einen hydrochemischen Typ zu handeln, der sowohl oxidierte als auch reduzierte Eigenschaften aufweist. Um zu überprüfen, ob es sich um hydrogeochemische Unterschiede in der Grundwasserbeschaffenheit handelt, die eine weitergehende regionale und stratigraphische Aufteilung des Datenmaterials erforderlich macht, wurde eine getrennte Auswertung der Grundwasseranalysen aus den Verbreitungsgebieten der Grauwacken- bzw. Schiefergesteinsregionen durchgeführt.

Während die Parameter Entnahmetiefe Sauerstoff, Sulfat, Eisen(II) und Mangan(II) in beiden hydrogeologischen Gesteinseinheiten nahezu gleich verteilt sind, weisen die Grundwasseranalysen aus der Gesteinseinheit Schiefergestein, wie Tab. 18 zeigt, deutlich höhere Nitratgehalte auf.

Die Nitratkonzentrationen aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Schiefergesteine“ weisen einen Median von 8 mg NO₃/l und ein 75%-Quartil von 30 mg NO₃/l auf. Die nur kurze Verweilzeit im Untergrund läßt im Schiefergebirge einen nennenswerten Nitratabbau kaum denkbar erscheinen und rechtfertigt die Einordnung dieser Gesteinseinheit in den oxidierten Aquifertyp. Für die Gesteinseinheit „Grauwacken“ ist eine solche Einordnung aufgrund des vorliegenden Datenmaterials nicht eindeu-



Karte 15: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Schiefergesteine und Grauwacken“.

Tab. 17: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Schiefergesteine und Grauwacken“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefte
Entnahmetiefe [m]	239	0	4,5	13	73	9,5	13	0,38
Sauerstoff [mg/l]	86	nn*	0,01	0,39	11,2	0,9	2,1	0,41
Sulfat [mg/l]	196	4,6	25,9	60	269	41	49,5	0,31
Eisen (II) [mg/l]	233	nn*	0,04	0,55	8,8	0,6	1,42	0,42
Mangan(II) [mg/l]	177	nn*	0,1	0,3	3	0,26	0,45	0,35
Nitrat [mg/l]	232	nn*	1,4	20	432	22,4	50	0,42

*: unterhalb der Nachweisgrenze

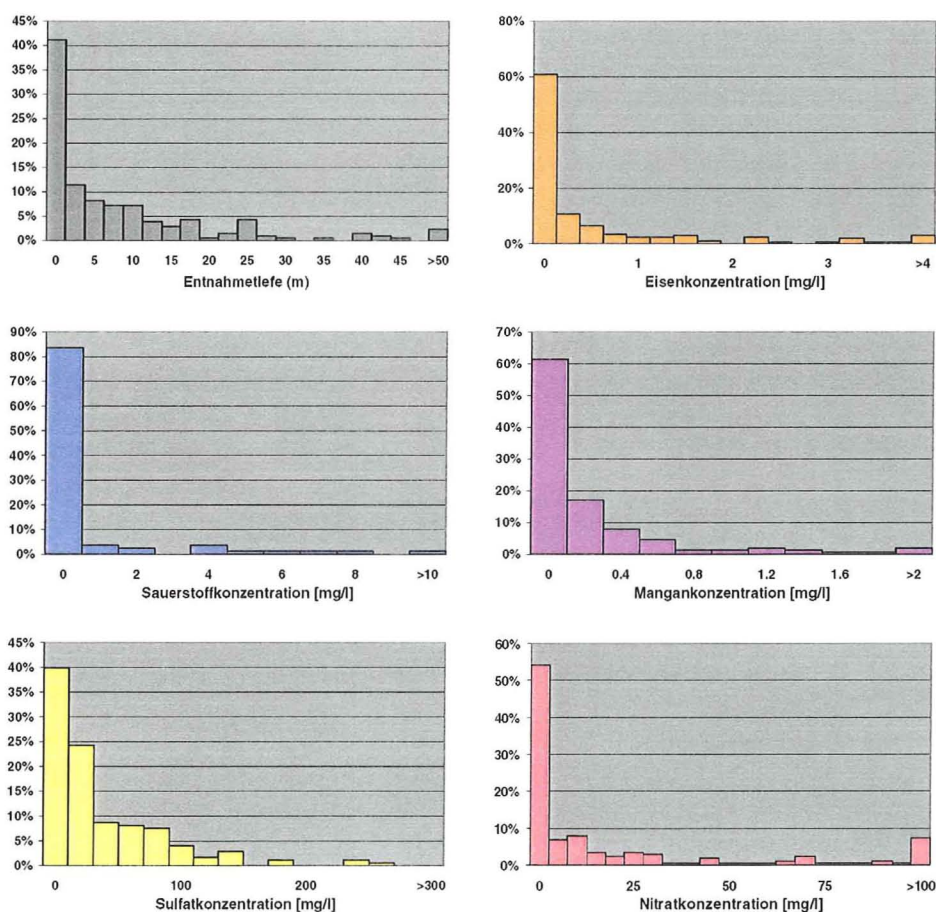


Abb. 15: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratbaupermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Schiefergesteine und Grauwacken“.

Tab. 18: Statistische Verteilungskenngrößen der gemessenen Nitratgehalte für die Gesteinseinheiten „Grauwacken“ und „Schiefergesteine“.

Gesteinseinheit	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefte
Grauwacken	115	nn*	0,8	16,2	205	19,6	39,4	0,48
Schiefergesteine	117	0,1	4,6	26	432	25,3	58,1	0,36

*: unterhalb der Nachweisgrenze

tig möglich. Während hier mehr als 50 % der Werte noch Anzeichen reduzierter Grundwässer aufweisen (Median = 0,8 mg (NO_3/l), so verweist das 75%-Quartil von 16 mg NO_3/l auf oxidierte Bedingungen in einem größeren Anteil der untersuchten Analysen. Nach Gabriel & Ziegler (1998) weisen oberflächennahe Grundwässer oxidierte Eigenschaften auf, während in tieferen Aquiferbereichen reduzierte Bedingungen auftreten. Auf Basis des vorliegenden Datenmaterials ist es daher gerechtfertigt, die Gesteinseinheit „Grauwacken“ dem Mischtyp zuzuordnen.

6.13 Molassegesteine

Abb. 16 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Molassegesteine“. In Tab. 19 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. In Karte 16 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Die Verteilung der Entnahmetiefen zeigt eine deutliche Zweigipfeligkeit. Es überwiegen eindeutig Analysen aus Tiefen unter 5 m, was auf Analysen aus Quelfassungen oder flachen Brunnen schließen läßt. Es tritt jedoch ein zweites Maximum bei Entnahmetiefen um 30 m auf. Diese Werte entsprechen vermutlich den Wasserständen der Grundwasseranalysen unter der Geländeoberfläche.

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen läßt erkennen, daß einerseits eine große Anzahl kleiner Werte auftreten. Die Grundwasseranalysen aus der Gesteinseinheit „Molassegesteine“ weisen zu etwas mehr als 50 % Sauerstoffkonzentrationen unterhalb 0,1 mg O_2/l auf. Andererseits ist festzustellen, daß Konzentrationen zwischen 1 mg O_2/l und 10 mg O_2/l mit annähernd konstanter Häufigkeit auftreten. Ein eindeutiges Nebenmaximum ist dabei aber nicht erkennbar.

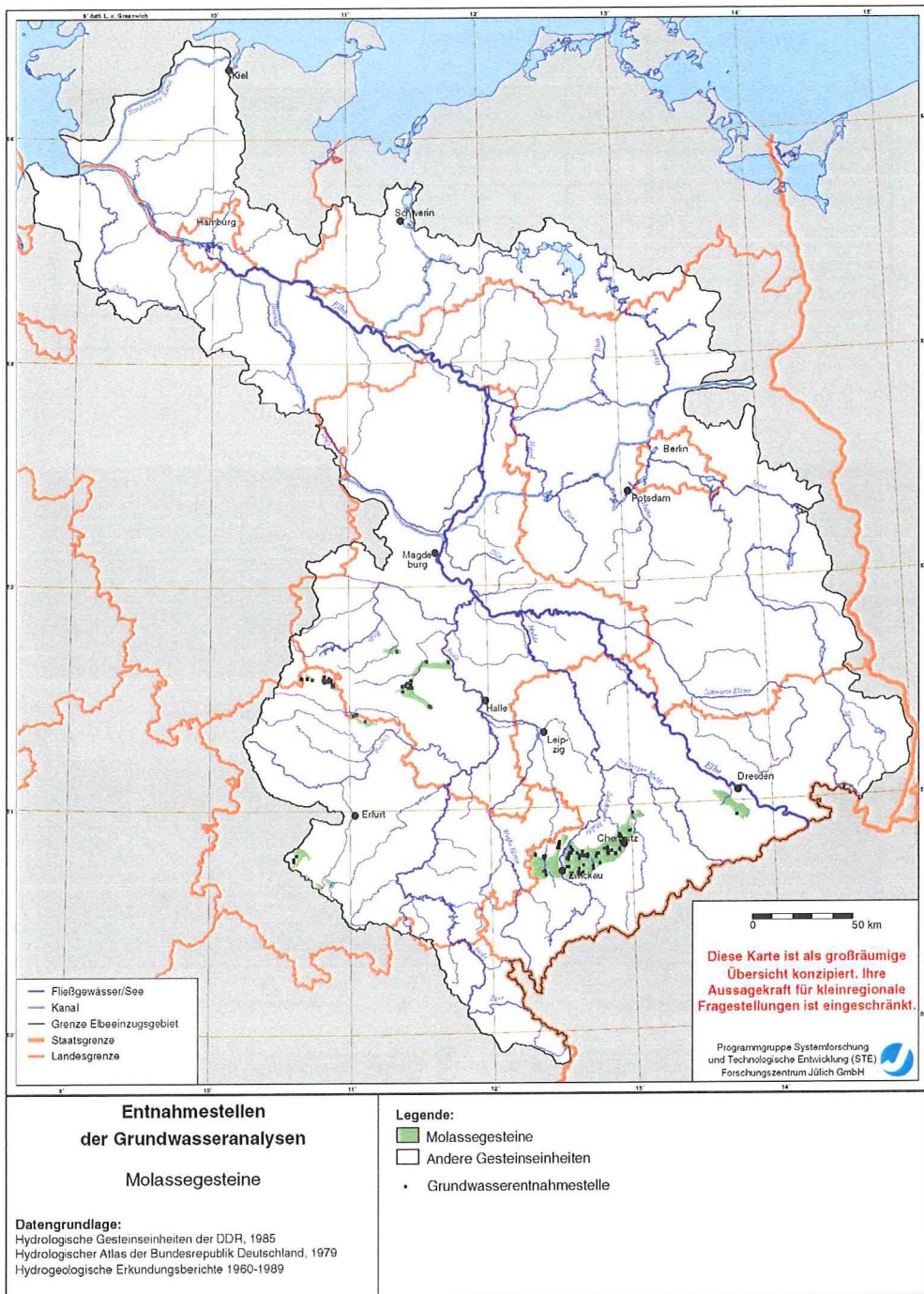
Die Verteilung der Sulfatgehalte ist rechtsschief mit einem Maximum bei Konzentrationen unter 20 mg SO_4/l . Im Vergleich zu den in den bisher beschriebenen Gesteinseinheiten auftretenden Häufigkeitsverteilungen der Sulfatkonzentrationen treten in der Gesteinseinheit „Molassegesteine“ Meßwerte über 100 mg SO_4/l nur sehr selten auf. So liegt selbst das 75%-Quartil bei lediglich 70 mg SO_4/l . Die Sulfatgehalte liegen damit in dem für die psephitisch bis psammitischen Sedimente üblichen Bereich.

Die Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen aus dieser Gesteinseinheit sind generell gering. So liegen mehr als 75 % der Meßwerte unterhalb 0,2 mg Fe(II)/l bzw. 0,15 mg Mn(II)/l. Die Mittelwerte liegen für beide Meßgrößen um ungefähr eine Größenordnung über den Medianen. Ob es sich bei den hohen Konzentrationen, die diesen Unterschied bedingen, um fehlerhafte Analysen oder Meßstellen mit anthropogener Beeinflussung handelt, muß im Einzelfall geklärt werden.

Die Konzentrationen der Nitratgehalte zeigen ein weites Spektrum. Mehr als 75 % der gemessenen Nitratkonzentrationen (25%-Quartils = 6 mg NO_3/l) liegen deutlich oberhalb des Grenzbereiches für geogene Nitratgehalte. Eine Korrelation mit der Entnahmetiefe zeigt zudem, daß selbst bei Entnahmetiefen oberhalb von 50 m noch Nitrat festgestellt wurde.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Die geringen Gehalte an Eisen(II) und Mangan(II) sowie die große Spannbreite der gemessenen Nitratkonzentrationen kennzeichnen das Grundwasser dieser Gesteinseinheit als oxidiert. Ein nennenswertes Nitratabbauvermögen für diese Gesteinseinheit ist daher nicht zu erwarten.



Karte 16: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Molassegesteine“.

Tab. 19: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Molassegesteine“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefe
Entnahmetiefe [m]	132	0	15	32,6	66,7	18,3	18,2	0,18
Sauerstoff [mg/l]	70	nn*	0,1	4,9	9,9	2,5	3,3	0,73
Sulfat [mg/l]	113	8,6	34,3	70,2	259	52,7	59,6	0,31
Eisen (II) [mg/l]	111	nn*	0,04	0,18	9,1	0,34	1,1	0,26
Mangan(II) [mg/l]	99	nn*	0,01	0,15	2,1	0,16	0,36	0,42
Nitrat [mg/l]	132	6	19,2	41,5	366	32,4	48,6	0,27

*: unterhalb der Nachweisgrenze

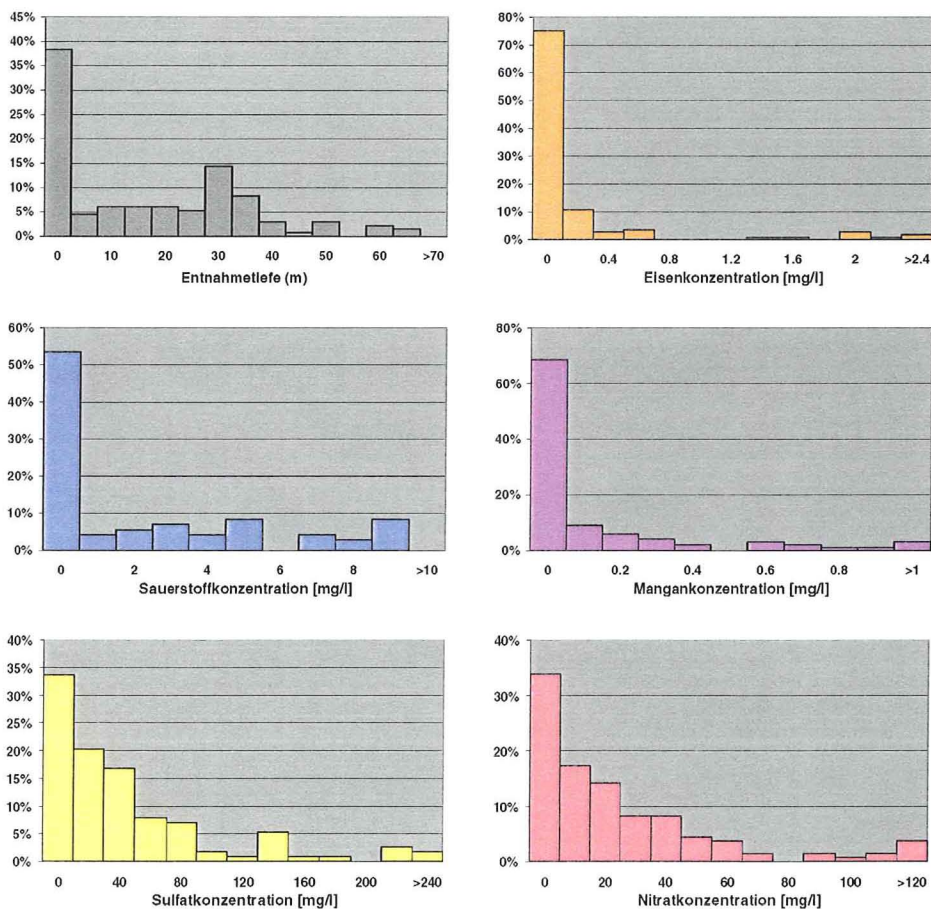


Abb. 16: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Molassegesteine“.

6.14 Metamorphite

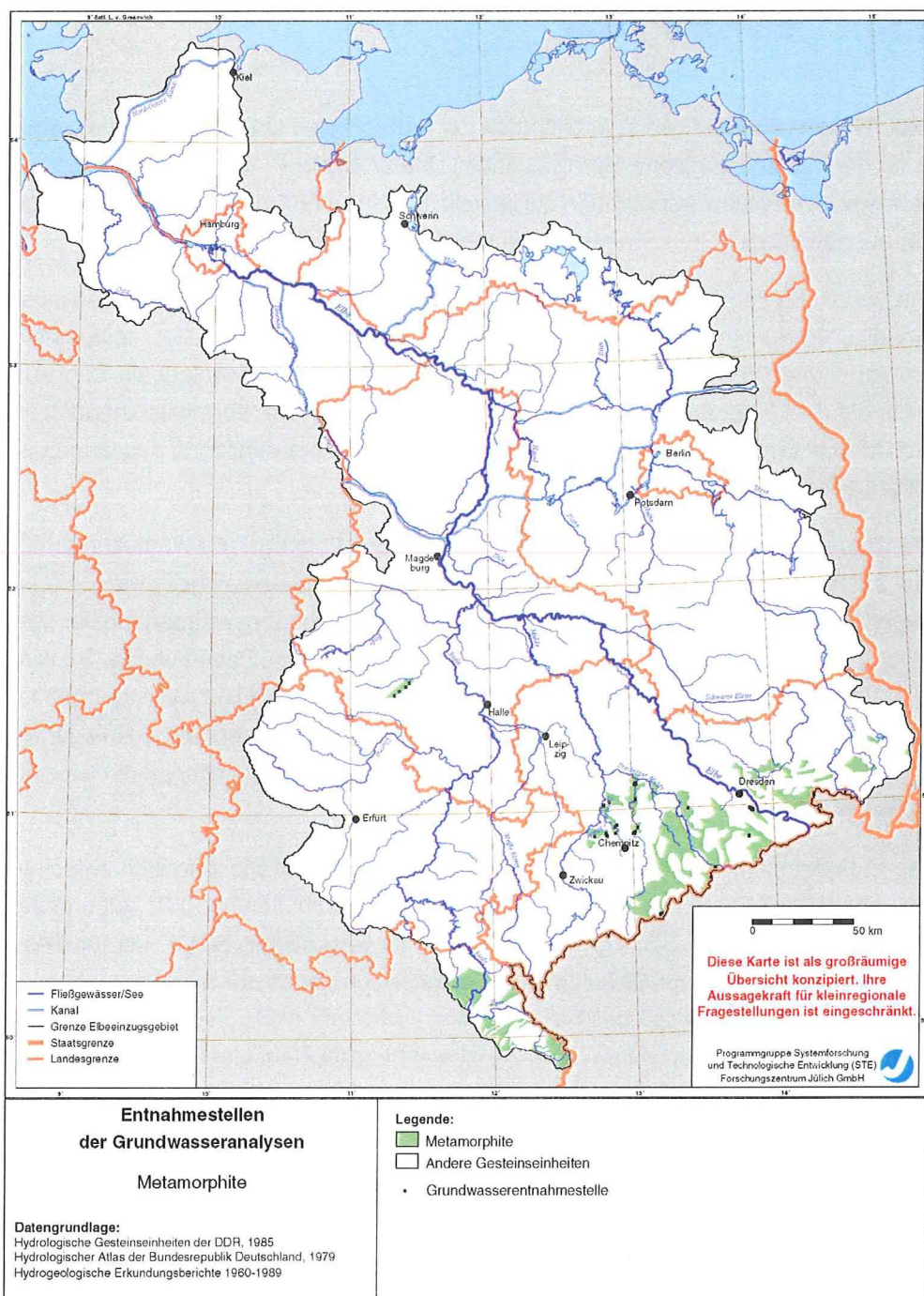
Abb. 17 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der betrachteten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Metamorphite“. In Tab. 20 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. In Karte 17 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Die Verteilung der Entnahmetiefen der Grundwasseranalysen aus dieser Gesteinseinheit entspricht in etwa der für die „Schiefergesteine und Grauwacken“ festgestellten Verteilung. 75 % der Analysen weisen Entnahmetiefen von weniger als 12 m auf, mehr als die Hälfte stammen aus Tiefen von weniger als 2 m. Vermutlich handelt es sich hierbei um Grundwassermeßstellen aus der Auflockerungszone des Grundgebirges oder um Quelfassungen.

Der Sauerstoffgehalt wurde für diese Gesteinseinheit bei nur 16 Meßstellen ermittelt, so daß für die Interpretation der Sauerstoffgehalte nur eine eingeschränkte Aussagekraft besteht. Die vorgefundene Verteilung entspricht aber weitgehend der Verteilung, die auch für die anderen Festgesteinsaquifere aufgefunden wurde. So wird z.B. der Grenzbereich zwischen oxidierten und reduzierten Milieubedingungen im Grundwasserleiter ($2 \text{ mg O}_2/\text{l}$) nur für 25 % der Werte überschritten. Dementsprechend überwiegen auch hier Sauerstoffkonzentrationen, die auf scheinbar reduzierte Bedingungen hinweisen.

Die Sulfatkonzentrationen haben ihr Maximum im Konzentrationsbereich zwischen 80 und $130 \text{ mg SO}_4/\text{l}$. Die Verteilung weist eine Linksschiefe von -0,21 auf und der Median ist mit $92 \text{ mg SO}_4/\text{l}$ größer als der Mittelwert ($82 \text{ mg SO}_4/\text{l}$). Da für diese Gesteinseinheit aber nur 28 Meßstellen vorliegen, an denen auf Sulfat beprobt wurde, ist die Aussagekraft dieses Sachverhaltes nicht sehr hoch. Zudem ist nicht auszuschließen, daß die erhöhten Sulfatgehalte auf atmosphärische Sulfateinträge zurückgeführt werden können.

Die Konzentrationen der Parameter Eisen(II) und Mangan(II) liegen jeweils zu über 60 % in der untersten Klasse. Dennoch wird für Eisen(II) der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von $0,2 \text{ mg Fe(II)/l}$ für mehr als 50 % der Werte überschritten. Bei den gemessenen Mangan(II)-Gehalten ist dies nur für 25 % der Analysen der Fall. Eine mögliche Ursache für die erhöhten Eisen(II)-Konzentrationen kann ein hoher Eisengehalt in den durchströmten Gesteinsserien darstellen. Eine andere Möglichkeit sind Versauerungserscheinungen im oberflächennahen Grundwasser.



Karte 17: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Metamorphite“.

Tab. 20: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Metamorphite“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefte
Entnahmetiefe [m]	66	1,2	2,1	12	38	7	8,7	0,58
Sauerstoff [mg/l]	16	0,08	0,9	8,2	11,4	4	4,2	0,75
Sulfat [mg/l]	28	42,8	92	131	152	82	49,5	-0,21
Eisen (II) [mg/l]	66	0,03	0,2	0,65	17	0,95	2,4	0,32
Mangan(II) [mg/l]	63	nn*	0,01	0,39	3,7	0,4	0,8	0,51
Nitrat [mg/l]	66	nn*	6,8	18	261	19,6	42,2	0,3

*: unterhalb der Nachweisgrenze

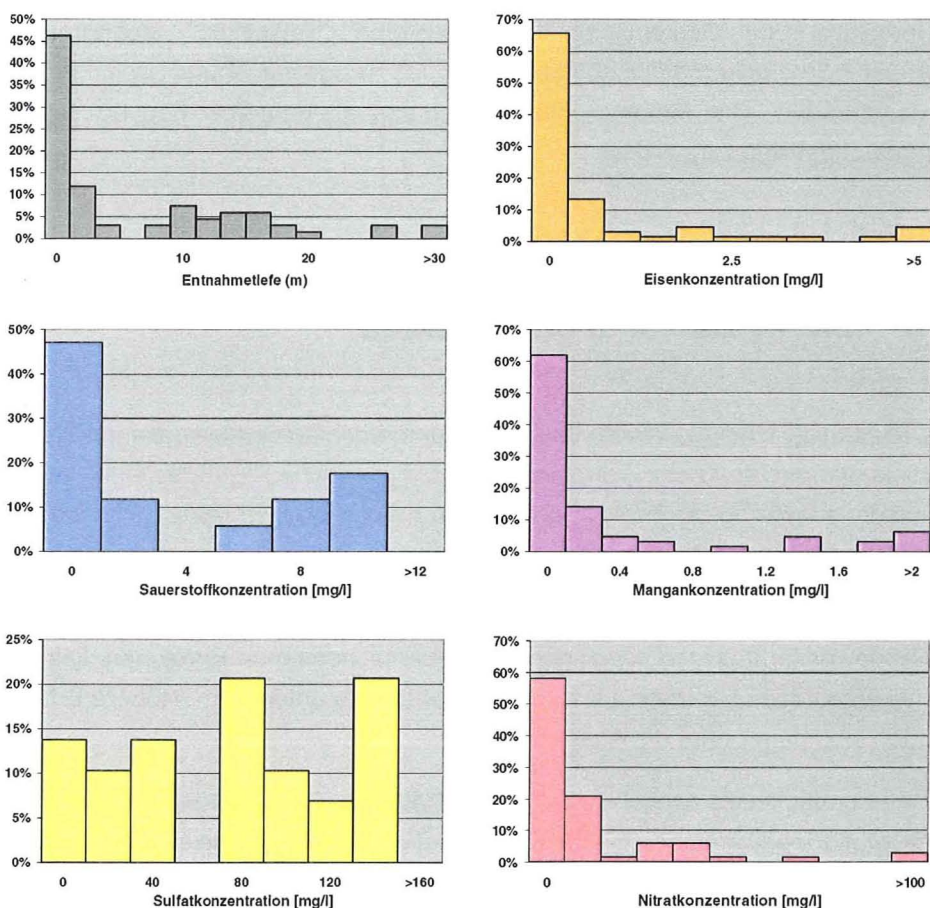


Abb. 17: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Metamorphite“.

Hinsichtlich der gemessenen Nitratkonzentrationen zeigt sich, daß ca. 25 % der Meßwerte in einem Bereich liegen, der auf reduzierte Grundwasserverhältnisse oder anthropogen unbelastete Meßstelle hinweist. Der Median von 6,8 mg NO₃/l zeigt, daß bei mehr als 50 % der Meßstellen eine deutliche anthropogene Beeinflussung vorliegt.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

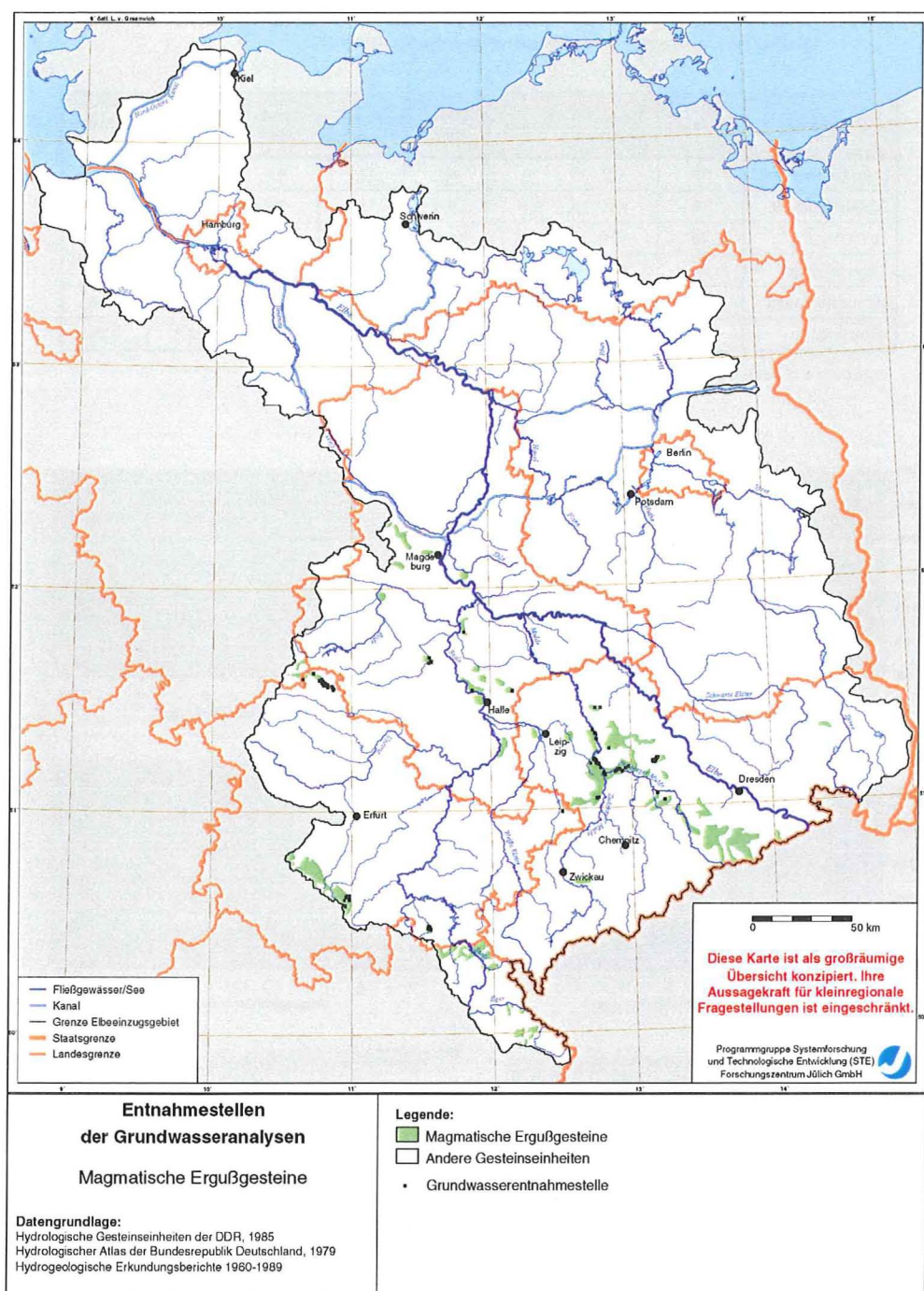
Das gehäufte Auftreten erhöhter Eisen(II)- und Mangan(II)-Gehalte deutet darauf hin, daß Grundwässer aus dieser Gesteinseinheit durchaus Merkmale reduzierter Aquifere aufweisen. Die Konzentration der Nitratgehalte entspricht dagegen in etwa der Verteilung in den Gesteinseinheiten „Sandsteine“, „Kalksteine“, „Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins“ und „Dolomite, Salinare und Letten“. Die „Metamorphite“ werden deshalb dem überwiegend nicht-nitratabbauenden Typ zugeordnet.

6.15 Magmatische Ergußgesteine

Abb. 18 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Magmatische Ergußgesteine“. In Tab. 21 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. In Karte 18 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

Bei der Gesteinseinheit „Magmatische Ergußgesteine“ entstammen die untersuchten Grundwasseranalysen vorwiegend aus oberflächennahen Bereichen. Die Entnahmetiefen liegen bei mehr als 75 % der Meßpunkte unter 10 m. Höhere Entnahmetiefen sind daher eher die Ausnahme.

Die Sauerstoffkonzentrationen liegen bei der Hälfte der Grundwasseranalysen unter 1,7 mg O₂/l. Eine Korrelation mit der Entnahmetiefe zeigte, daß es sich bei Meßstellen mit geringen Sauerstoffkonzentrationen vor allem um Analysen aus geringen Entnahmetiefen handelt. Dies weist gegebenenfalls auf Quellwässer aus größeren Tiefen hin.



Karte 18: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Magmatische Ergußgesteine“.

Tab. 21: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Magmatische Ergußgesteine“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schlefe
Entnahmetiefe [m]	101	1,5	6	9,7	42,2	8,5	9,9	0,25
Sauerstoff [mg/l]	48	nn*	1,7	3,8	11,6	2,3	2,8	0,21
Sulfat [mg/l]	78	18,8	60,5	162,6	290	95,8	93,8	0,38
Eisen (II) [mg/l]	88	0,1	0,38	1,18	14	1,3	2,5	0,39
Mangan(II) [mg/l]	84	0,01	0,11	0,62	3,94	0,5	0,9	0,46
Nitrat [mg/l]	99	2,7	9,5	28,5	580	29,5	68,8	0,29

*: unterhalb der Nachweisgrenze

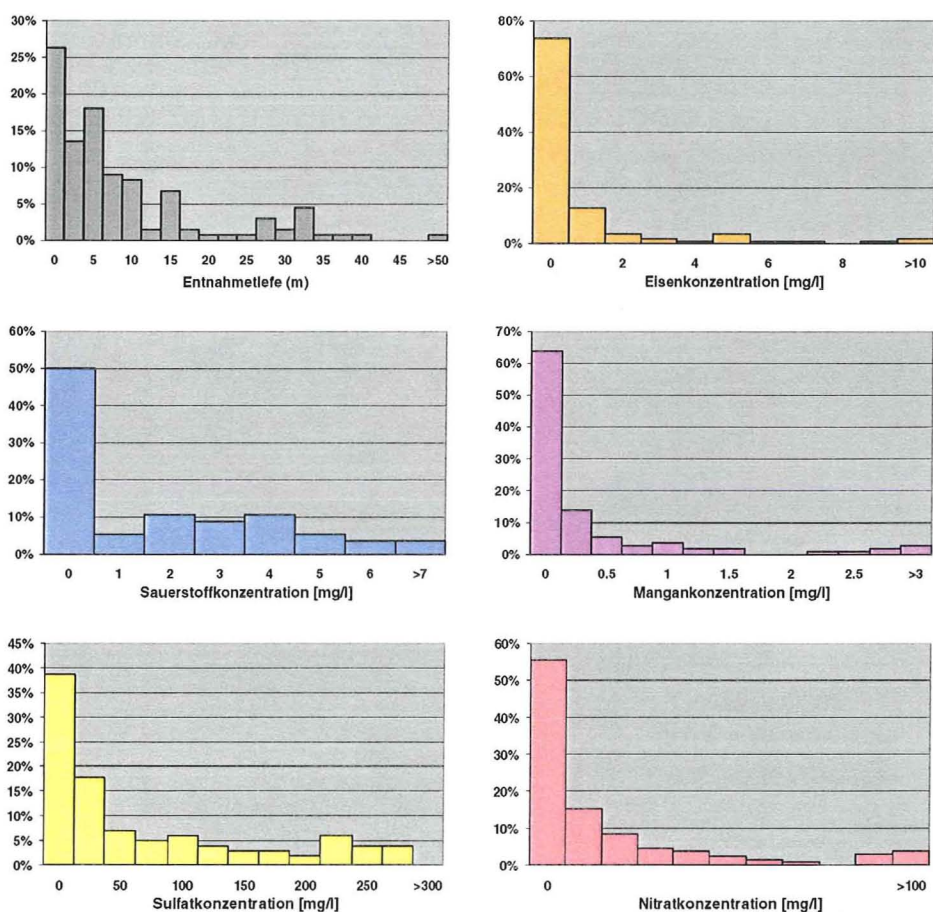


Abb. 18: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Magmatische Ergußgesteine“.

Die gemessenen Sulfatkonzentrationen dieser Gesteinseinheit liegen für ca. 50 % der Meßwerte in einem Bereich, der für diese Gesteinseinheit als natürlich angesehen werden kann. Von einem Maximum in der kleinsten Konzentrationsklasse ($< 25 \text{ mg SO}_4/\text{l}$) nimmt die Häufigkeit zu höheren Konzentrationen hin ab. Die Anzahl der Meßwerte für Konzentrationen über $50 \text{ mg SO}_4/\text{l}$ ist gering, es sind jedoch alle Klassen mit Werten belegt. Es ist nicht auszuschließen, daß hohe Werte ihre Ursache in atmosphärischen Sulfateinträgen haben.

Die magmatischen Ergußgesteine weisen allesamt merkliche Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen auf. So wird der Grenzwert für reduzierte Grundwasserverhältnisse für beide Parameter für mehr als die Hälfte der Analysen überschritten. Die Grundwasseranalysen dieser Gesteinseinheit deuten damit auf reduzierte Verhältnisse hin.

Die Verteilung der gemessenen Nitratkonzentrationen zeigt den gleichen Grundtyp, der bereits bei der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Metamorphite“ beschrieben wurde. So liegen mehr als 25 % der Meßwerte unter $1 \text{ mg NO}_3/\text{l}$, der Median liegt bei $9,5 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ und das 75%-Quartil liegt bei ca. $30 \text{ mg NO}_3/\text{l}$. Die meisten Analysen mit hohen Nitratkonzentrationen wurden aus Tiefen von weniger als 10 m entnommen.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Abschließend kann man für das Grundwasser aus dieser Gesteinseinheit feststellen, daß sowohl Merkmale für oxidierte als auch für reduzierte Eigenschaften vorliegen. Als Kennzeichen für oxidierte Bedingungen kann die breite Streuung der Nitratgehalte und deren absolute Höhen interpretiert werden. Typisches Kennzeichen reduzierter Aquifere sind die hohen Gehalte von Eisen(II) und Mangan(II). Die magmatischen Ergußgesteine wurden daher dem Mischtyp zugeordnet.

6.16 Magmatische Tiefengesteine

Abb. 19 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Magmatische Tiefengesteine“. In Tab. 22 sind die zugehörigen Verteilungskenngrößen dargestellt. In Karte 19 ist die geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen dargestellt.

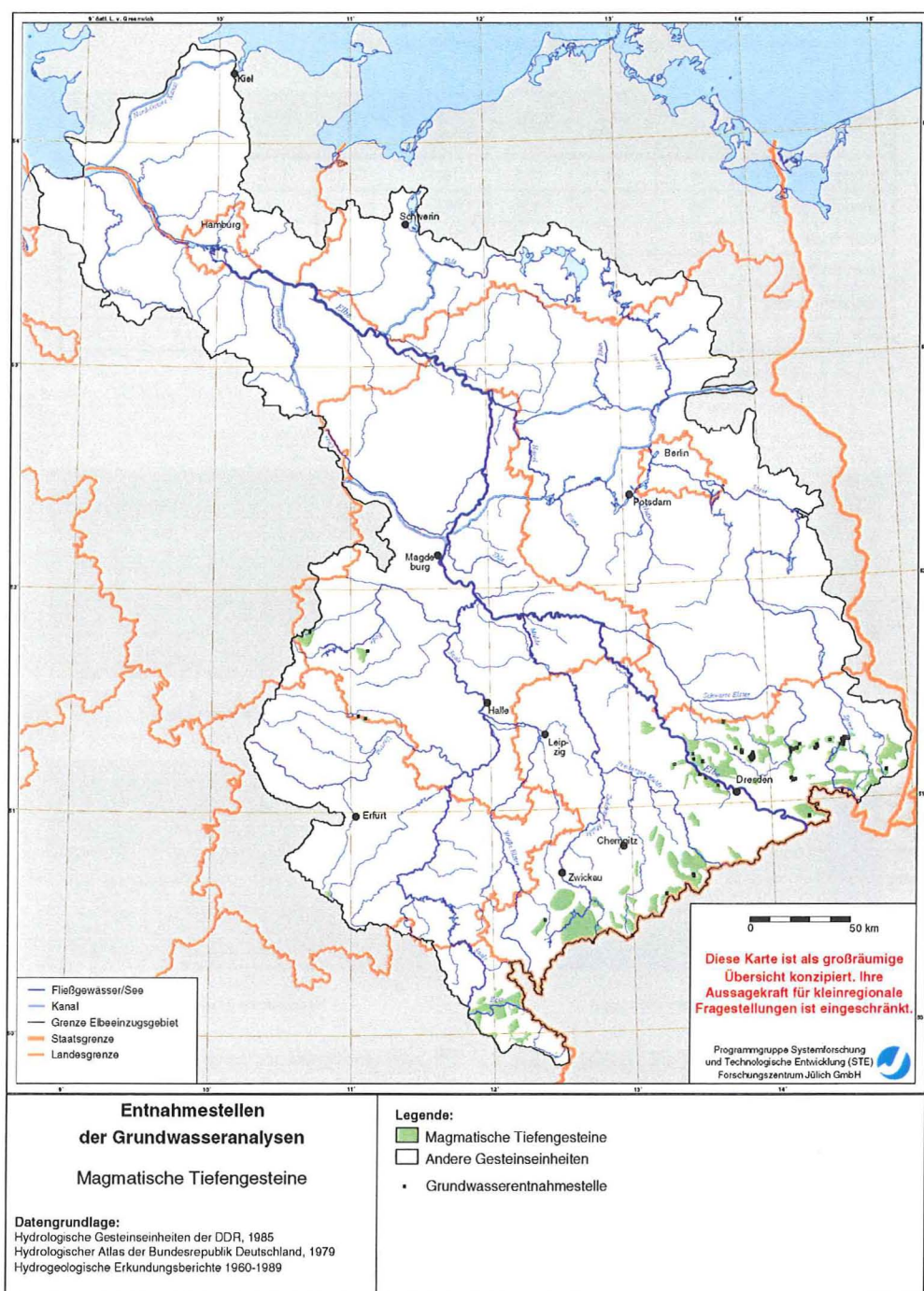
Mehr als 75 % der Analysen stammen aus Entnahmetiefen unter 15 m. Dies deutet auf eine nur in Oberflächennähe ausgeprägte Wasserwegsamkeit dieser Gesteinseinheit hin. Auffallend ist jedoch, daß die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen ein Maximum bei Konzentrationen unter 2 mg O₂/l aufweisen und nicht etwa bei einem höheren Konzentrationsniveau, welches bei oberflächennahem Grundwasser häufig auftritt.

Die Sulfatkonzentrationen dieser Gesteinseinheit liegen zu ungefähr 75 % in einem für den natürlichen Sulfatgehalt in nicht-sulfathaltigen Gesteinseinheiten typischen Bereich. Bei den Grundwasseranalysen mit erhöhten Sulfatgehalten ist eine anthropogene Beeinflussung z.B. durch atmosphärische Säureeinträge wahrscheinlich.

Die Eisen(II)-Konzentrationen zeigen für mehr als 50 % der Meßwerte Gehalte von über 0,2 mg Fe(II)/l. Für die gemessenen Mangan(II)-Konzentrationen wird der Grenzwert von 0,05 mg Mn(II)/l ebenfalls von einer beträchtlichen Anzahl an Grundwasseranalysen überschritten. Im Zusammenspiel mit der hohen Anzahl an Grundwasseranalysen ohne nennenswerte Sauerstoffkonzentrationen ist dies entweder ein Kennzeichen reduzierter, nitratabbauender Aquifere oder Ausdruck geogen bedingter Eisen(II)- und Mangan(II)-Gehalte der Gesteinseinheit.

Beurteilung des Nitratabbauvermögens

Die auftretenden Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen liegen in einem ähnlichen Bereich wie die Konzentrationen in den magmatischen Ergußgesteinen. Die in dieser Gesteinseinheit gemessenen Nitratkonzentrationen liegen jedoch für ungefähr 75 % der Meßpunkte oberhalb von 2 mg NO₃/l. Dies ist ein Hinweis darauf, daß die magmatischen Tiefengesteine kein ausgeprägtes Nitratabbauvermögen aufweisen. Die Gesteinseinheit „Magmatische Tiefengesteine“ wurde daher dem überwiegend nicht-nitratabbauenden Grundwassertyp zugeordnet, obwohl die Grundwasser auch Anzeichen eines reduzierten Grundwassermilieus aufweisen.



Karte 19: Geographische Lage der ausgewerteten Grundwasserentnahmestellen in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Magmatische Tiefengesteine“.

Tab. 22: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Magmatische Tiefengesteine“.

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schlefe
Entnahmetiefe [m]	84	4,8	10,5	14,8	42	11,5	8,2	0,12
Sauerstoff [mg/l]	26	0,7	1,2	6,5	11,5	3,6	4,1	0,58
Sulfat [mg/l]	38	9	23	58,8	254	46,6	57,3	0,41
Eisen (II) [mg/l]	76	0,04	0,5	3	15,2	2	3,2	0,48
Mangan(II) [mg/l]	82	nn*	0,04	0,35	3,3	0,27	0,5	0,43
Nitrat [mg/l]	83	2	8	23	167	16,2	23,9	0,34

*: unterhalb der Nachweisgrenze

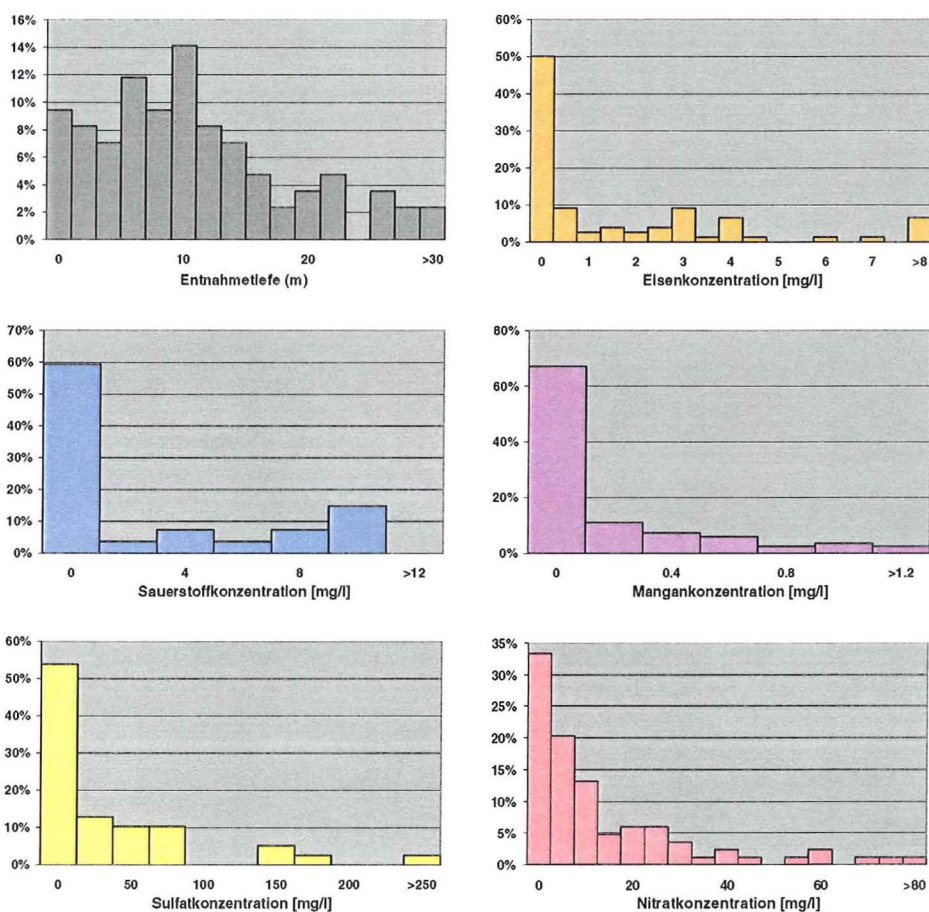


Abb. 19: Häufigkeitsverteilungen der zur Abschätzung des natürlichen Nitratabbauvermögens berücksichtigten Grundwasserinhaltsstoffe aus der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Magmatische Tiefengesteine“.

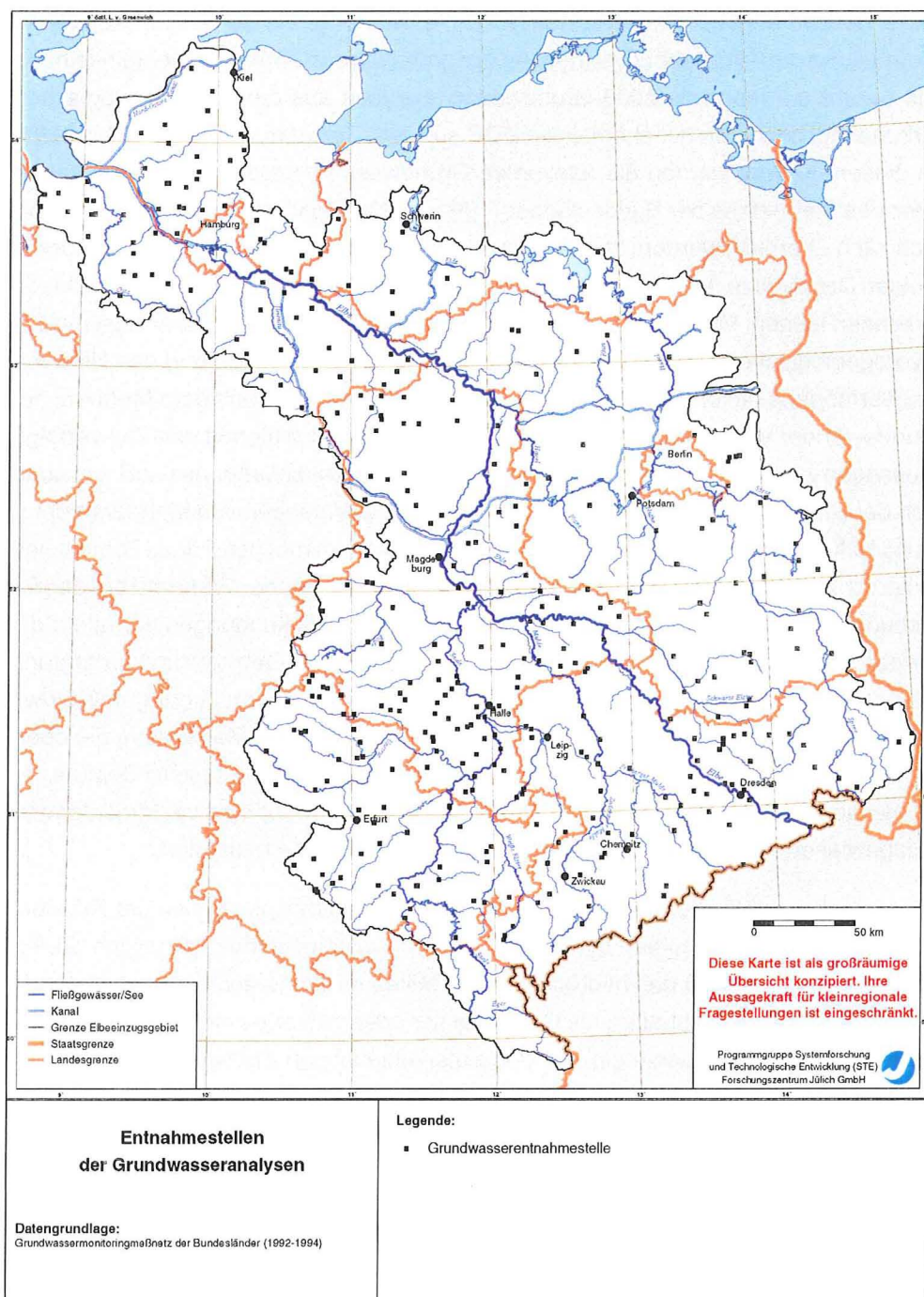


Grundwasseranalysen aus dem Meßnetz der Bundesländer

Die im letzten Kapitel diskutierte statistische Auswertung und die hierauf basierende Beurteilung des Nitratabbauvermögens der grundwasserführenden Gesteinseinheiten beruht auf mehr als 8000 Grundwasseranalysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten der ehemaligen DDR aus dem Zeitraum von ca. 1960 bis 1989. In diesem Kapitel werden die relevanten Grundwasserparameter aus dem Datensatz des Meßnetzes der Bundesländer (1992 – 1994) beschrieben. Hierbei soll vornehmlich überprüft werden, ob der grundlegende Charakter der Verteilungen für die beiden Datensätze Ähnlichkeiten aufweist, oder ob sich grundlegende Unterschiede erkennen lassen. Vor allem ging es darum zu überprüfen, ob es in einer bestimmten hydrogeologischen Einheit zu einer grundlegend anderen Einstufung des Nitratabbauvermögens gekommen wäre, wenn ausschließlich Daten aus dem Meßnetz der Bundesländer verwendet worden wären. Keineswegs wird hiermit das Ziel verfolgt, Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit, z.B. hinsichtlich der Nitratgehalte, anzustellen. Dies wäre nur bei Vorliegen von Mehrfachbeprobungen für eine Meßstelle über einen längeren Zeitraum möglich. Hinzu kommt eine unterschiedliche Zielsetzung beim Aufbau der Datenbestände. Während bei der Erhebung der Daten im Rahmen der Hydrogeologischen Erkundungen vor allem die Erfassung der Grundwasserqualität in grundwasserhöffigen Gebieten im Vordergrund stand, lag das Hauptgewicht beim Aufbau des Grundwassermonitoringmeßnetzes der Bundesländer auf der Auswahl möglichst repräsentativer Meßstellen, die oberflächennahes und tiefes Grundwasser sowie belastete und unbelastete Gebiete angemessen berücksichtigen (LAWA, 1995). Nach UBA (1995) sind ca. 50 % der dort ausgewiesenen Meßstellen als anthropogen unbeeinflusst einzustufen.

Dies macht verlässliche Aussagen zum Trendverhalten beispielsweise der Nitratbelastung in einer bestimmten hydrogeologischen Gesteinseinheit unmöglich. Zu erwarten ist jedoch, daß das hydrochemische Milieu im Sinne der Unterscheidung in ein reduziertes nitratabbauendes Grundwasser oder oxidiertes nicht-nitratabbauendes Grundwasser unabhängig von den unterschiedlichen Zielsetzungen und Zeiträumen der aufgebauten Meßnetze ist.

Karte 20 zeigt die geographische Lage der untersuchten Grundwasserentnahmestellen aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer im Elbeinzugsgebiet. Verglichen mit den Entnahmestellen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten (siehe Kap. 6) fällt hier die deutlich geringere Meßstellendichte auf. Dies hatte zur Folge, daß nur für fünf hydrogeologische Gesteinseinheiten eine ausreichend hohe Anzahl an Grundwasseranalysen zur Verfügung stand, um eine verlässliche statistische Auswertung durchzuführen. Der Flächenanteil dieser im folgenden



Karte 20: Entnahmestellen der Grundwasseranalysen aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer.

aufgeführten Gesteinseinheiten an der Gesamtfläche der hydrogeologischen Gesteinseinheiten des Elbeeinzugsgebietes beträgt insgesamt aber ca. 70 %:

- Glaziofluviatile Sande (n = 105)
- Moränen (n = 102)
- Hochflächensand, Sander (n = 44)
- Kiese und Schotter (n = 43)
- Sandstein (n = 37)

Für alle anderen Gesteinseinheiten lag die Anzahl der verfügbaren Grundwasseranalysen bei unter 20 pro Gesteinseinheit. Diese Anzahl an Analysen pro hydrogeologischer Gesteinseinheit wurde als zu gering bewertet, um weitergehende statistische Auswertungen durchzuführen.

Glaziofluviatile Sande

In Tab. 23 sind die Verteilungsgrößen untersuchten Parameter aus dem Meßnetz der Bundesländer aufgeführt. Der Vergleich mit den in Klammern dargestellten Kenngrößen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten ergibt eine weitgehende Übereinstimmung. Für die Mediane sowie die 25 %- und 75 %- Quartile der Sauer-

Tab. 23: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die Grundwasserinhaltsstoffe aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Glaziofluviatile Sande“. In Klammern sind die korrespondierenden Werte der Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten aufgeführt (vgl. Tab. 5).

Parameter	N	25%- Quartil	Median	75%- Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefe
Entnahmetiefe [m]	(2030)	(8,8)	(14,6)	(24)	(144)	(18,6)	(15,6)	(0,26)
Sauerstoff [mg/l]	105 (774)	0,2 (0,1)	0,6 (1,6)	3,1 (4)	14 (12,1)	1,9 (2,5)	2,8 (2,9)	0,47 (0,33)
Sulfat [mg/l]	95 (1653)	15 (22,6)	46 (61)	110 (113)	284 (299)	69,5 (74,7)	68 (63,3)	0,35 (0,22)
Eisen (II) [mg/l]	104 (1850)	0,05 (0,7)	0,55 (2,3)	2,6 (7)	13,7 (20)	2,0 (4,4)	3,0 (4,9)	0,49 (0,43)
Mangan(II) [mg/l]	105 (1901)	0,1 (0,1)	0,22 (0,3)	0,46 (0,6)	2,2 (5)	0,38 (0,5)	0,2 (0,6)	0,38 (0,32)
Nitrat [mg/l]	96 (1858)	0,18 (nn*)	0,33 (nn*)	1,32 (1)	235 (414)	12,4 (4,7)	30 (18,5)	0,4 (0,25)

*: unterhalb der Nachweisgrenze

stoff-, Sulfat-, und Mangan(II)-Konzentrationen ergeben sich gegenüber denen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte sehr ähnliche, wenn auch etwas geringere Werte. Lediglich für die Eisen(II)-Konzentrationen ergeben sich größere Unterschiede. Bei einem 25%-Quartil von 0,05 mg Fe(II)/l, einem Median von 0,55 mg Fe(II)/l und einem 75%-Quartil bei 2,6 mg Fe(II)/l ergeben sich hier deutlich geringere Werte. Im Gegensatz dazu ergeben sich für die Nitratkonzentrationen generell etwas höhere Werte als für die Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten. Für die Beurteilung der nitratabbauenden Eigenschaften der glaziofluviatilen Sande ist dieser Unterschied jedoch unbedeutend. Entscheidend ist, daß auch die Grundwasseranalysen aus dem Meßnetz der Bundesländer in ihrer Mehrheit Eisen(II)-Konzentrationen aufweisen, die über dem Grenzbereich für reduzierte Milieubedingungen ($\sim 0,2$ mg Fe(II)/l) liegen, während sie Nitratgehalte aufweisen, die in der Mehrheit unter dem Grenzbereich für reduzierte Milieubedingungen (< 1 mg NO_3 /l) liegen. Die in Kap. 6 getroffene Einordnung der glaziofluviatilen Sande in den Aquifertyp mit nitratabbauenden Eigenschaften wurde damit bestätigt.

Moränen

Tab. 24 zeigt die sich aus der Auswertung der Grundwasseranalysen des Morintoringmeßnetzes der Bundesländer für die Gesteinseinheit „Moränen“ ergebenden Verteilungskenngrößen. In Klammern sind auch hier wieder die korrespondierenden Werte aus Tab. 7 für die Analysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte aufgeführt. Auch hier stimmen die Verteilungskenngrößen der untersuchten Parameter aus dem Meßnetz der Bundesländer weitgehend mit den Kenngrößen der Parameter aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten überein. Die Verteilungskenngrößen der Sauerstoff-, Sulfat- und Mangankonzentrationen sind nahezu identisch. Auch hier sind die Eisenkonzentrationen mit einem 25%-Quartil von 0,07 mg Fe(II)/l und einem Median von 0,46 mg Fe(II)/l generell geringer, als bei den Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten (0,4 bzw. 1,1 mg Fe(II)/l). Bei den Nitratkonzentrationen sind allerdings größere Unterschiede zu verzeichnen. Im Gegensatz zur den Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten, bei denen für diese Gesteinseinheit ein 75%-Quartil der Nitratkonzentrationen von 4 mg NO_3 /l festgestellt wurde, ergibt sich bei den Analysen aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer ein 75%-Quartil von 27,5 mg NO_3 /l und damit ein Wert der deutlich oberhalb des für reduzierte Bedingungen typischen Bereichs liegt. Für sich alleine genommen, würde dies gegebenenfalls auf eine Verschlechterung

Tab. 24: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die Grundwasserinhaltsstoffe aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Moränen“. In Klammern sind die korrespondierenden Werte der Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten aufgeführt (vgl. Tab. 7).

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefe
Entnahmetiefe [m]	(1268)	(18)	(30)	(45)	(99)	(33)	(20,87)	(0,15)
Sauerstoff [mg/l]	102 (428)	0,2 (0,4)	0,3 (1,3)	2,4 (3,3)	11,1 (12,5)	1,8 (2,4)	2,7 (2,8)	0,56 (0,39)
Sulfat [mg/l]	97 (1022)	18,3 (20)	45 (45)	87 (81)	290 (297)	64 (58)	64 (54)	0,3 (0,25)
Eisen (II) [mg/l]	100 (1251)	0,07 (0,4)	0,46 (1,1)	2,34 (2,24)	18,5 (20)	2,0 (1,85)	3,5 (2,4)	0,44 (0,31)
Mangan(II) [mg/l]	102 (1089)	0,07 (0,01)	0,14 (0,1)	0,24 (0,21)	1,9 (2,9)	0,2 (0,16)	0,24 (0,23)	0,25 (0,26)
Nitrat [mg/l]	79 (1189)	0,31 (nn*)	0,44 (0,1)	27,5 (4)	235 (794)	25,4 (8,6)	49,5 (37)	0,5 (0,23)

*: unterhalb der Nachweisgrenze

des Nitratabbauvermögens in dieser Gesteinseinheit hinweisen (siehe auch Kap. 9). Nach Einschätzung von Fachleuten aus Landesbehörden ist die Gesteinseinheit „Moränen“ einem überwiegend nitratabbauenden Grundwassertyp zuzuordnen. Da ansonsten die Verteilungen aller anderen Grundwasserinhaltsstoffe, die Mehrzahl der Meßwerte der Nitratkonzentrationen und die Ergebnisse der in Kap. 6 durchgeführten Analyse auf reduzierte Bedingungen hinweisen, wurde dieser Einschätzung gefolgt.

Hochflächensande, Sander

Tab. 25 zeigt die sich aus der Auswertung der Grundwasseranalysen des Monitoringmeßnetzes der Bundesländer für die Gesteinseinheit „Hochflächensand, Sander“ ergebenden Verteilungskenngrößen. In Klammern sind auch hier wieder die korrespondierenden Werte aus Tab. 9 für die Analysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte aufgeführt. Vergleicht man die Verteilungskenngrößen der Analysen aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer mit denen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten, so stellt man eine gute Übereinstimmung fest. Für die Sulfatgehalte ergeben sich nach den Daten aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer etwas erhöhte Werte. Wie der Vergleich der Mediane der Eisenkonzentrationen (0,28 mg Fe(II)/l gegenüber 1,1 mg Fe(II)/l) zeigt,

Tab. 25: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die Grundwasserinhaltsstoffe aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Hochflächensand, Sander“. In Klammern sind die korrespondierenden Werte der Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten aufgeführt (vgl. Tab. 9).

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schief
Entnahmetiefe [m]	(1006)	(11)	(18,5)	(35,3)	(97,6)	(24,4)	(19,2)	(0,31)
Sauerstoff [mg/l]	44 (357)	0,2 (0,4)	0,7 (1,6)	3,6 (3,7)	10,6 (12,4)	2,2 (2,4)	3 (2,5)	0,5 (0,31)
Sulfat [mg/l]	39 (774)	52 (15,2)	80,6 (40)	135 (86)	273 (288)	93 (59)	67 (59)	0,18 (0,33)
Eisen (II) [mg/l]	43 (988)	0,03 (0,3)	0,28 (1,1)	2,7 (2,8)	18 (18)	2,2 (2,2)	4,3 (3,0)	0,45 (0,38)
Mangan(II) [mg/l]	44 (914)	0,05 (nn*)	0,13 (0,1)	0,21 (0,2)	1,4 (2,6)	0,19 (0,16)	0,25 (0,3)	0,23 (0,23)
Nitrat [mg/l]	44 (969)	0,18 (nn*)	0,66 (0,4)	7 (9)	139 (432)	15,3 (8,9)	33 (29)	0,45 (0,29)

*: unterhalb der Nachweisgrenze

weisen die Eisengehalte im unteren Bereich der Verteilung, d.h. bei geringen Konzentrationen, etwas größere Häufigkeiten auf. Die Sauerstoffgehalte sind gegenüber den Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten etwas geringer. Die Mangan- und Nitratkonzentrationen weisen nahezu identische Verteilungskenngrößen auf.

Trotz der geringen Anzahl an zur Verfügung stehenden Analysen ergeben sich für die betrachteten Grundwasserinhaltsstoffe ähnliche Konzentrationsverteilungen wie für die aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten. Die in Kap. 6 getroffene Einstufung der „Hochflächensande, Sander“ wird damit durch die Analysen aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer bestätigt. Ausschlaggebend für die Einstufung dieser grundwasserführenden Gesteinseinheit in den Mischtyp waren, neben den hier betrachteten Konzentrationsverteilungen, vor allem die in der wasserwirtschaftlichen Praxis festgestellten oftmals erhöhten Nitratwerte im Grundwasser aus Sanderregionen (Holthusen, 1998).

Fluviatile Kiese und Schotter

Tab. 26 zeigt die sich aus der Auswertung der Grundwasseranalysen des Monitoringmeßnetzes der Bundesländer für die Gesteinseinheit „Fluviatile Kiese und Schotter“ ergebenden Verteilungskenngrößen. In Klammern sind auch hier wieder die kor-

Tab. 26: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die Grundwasserinhaltsstoffe aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Fluviatile Kiese und Schotter“. In Klammern sind die korrespondierenden Werte der Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten aufgeführt (vgl. Tab. 6).

Parameter	N	25%-Quartil	Median	75%-Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefte
Entnahmetiefe [m]	(926)	(3)	(5,6)	(12)	(35)	(8,1)	(7,6)	(0,33)
Sauerstoff [mg/l]	42 (282)	0,5 (nn*)	2,1 (1,8)	4,9 (5,9)	11,8 (12,5)	3,3 (3,25)	3,2 (3,5)	0,37 (0,42)
Sulfat [mg/l]	28 (420)	24,8 (55,5)	61,8 (139)	133 (212)	248 (300)	88 (136)	80 (93)	0,33 (-0,03)
Eisen (II) [mg/l]	39 (1013)	0,05 (nn*)	0,33 (0,1)	0,84 (0,4)	11 (20)	1,1 (0,7)	2,2 (2,0)	0,34 (0,3)
Mangan(II) [mg/l]	43 (852)	0,03 (nn*)	0,11 (0,01)	0,5 (0,2)	1,8 (5)	0,33 (0,3)	0,47 (0,6)	0,47 (0,42)
Nitrat [mg/l]	27 (954)	0,4 (2)	7,6 (13,5)	18,3 (36,6)	53 (995)	12 (36)	14 (80)	0,31 (0,28)

*: unterhalb der Nachweisgrenze

respondierenden Werte aus Tab. 6 für die Analysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte aufgeführt.

Aus Tab. 26 geht hervor, daß für diese Gesteinseinheit nur eine geringe Anzahl von Analysen aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer zur Verfügung stand. So waren beispielsweise lediglich 27 Meßwerte für die Nitratkonzentration im Datensatz enthalten. Die Übereinstimmung der Verteilungskenngrößen der beiden Datensätze ist im Vergleich zu den Verteilungen aus den hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Glaziofluviatile Sande“, „Moränen“ und „Hochflächensande, Sander“ insgesamt schlechter. Lediglich für die Sauerstoffkonzentrationen zeigt sich ein ähnliches Verhalten. Die Nitratgehalte weisen zwar deutliche Unterschiede auf (beispielsweise hinsichtlich der Mediane und 75%-Quartile), dies legt jedoch keine grundlegend andere Einstufung dieser Gesteinseinheit im Hinblick auf das hydrochemische Milieu nahe. Sowohl die Sauerstoffkonzentrationen als auch die Nitratkonzentrationen der Daten aus dem Monitoringmeßnetz der Bundesländer zeigen Kennzeichen oxidierter Aquifere. So liegen zum Beispiel die Mediane beider Datensätze oberhalb des Grenzbereiches für oxidierte Aquifere.

Dagegen würde die Verteilung der Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen in dieser Gesteinseinheit aus dem Datensatz des Monitoringmeßnetzes der Bundesländer für sich alleine betrachtet eher darauf hinweisen, daß das Grundwasser aus der Gesteinseinheit „Kiese und Schotter“ reduziert ist. Die in Kap. 6.2 getroffene Einstufung dieser Aquifere in den eindeutig oxidierten Grundwassertyp konnte also durch

den Vergleich mit Meßwerten aus dem Monitoringmeßnetz der Länder nicht eindeutig bestätigt werden. Dieses Ergebnis könnte ein Hinweis darauf sein, daß in den Aquiferen der „Kiese und Schotter“ auch Zonen mit reduziertem (nitratabbauenden) Milieu auftreten können. Aufgrund der geringen Anzahl der zur Verfügung stehenden Meßwerte aus dem Monitoringmeßnetz der Bundesländer scheint es allerdings nicht gerechtfertigt, die Einstufung des Nitratabbauvermögens dieser Gesteinseinheit zu ändern. Dies wäre nur bei einer deutlich höheren Anzahl an Meßwerten zu vertreten.

Sandsteine

Tab. 27 zeigt die sich aus der Auswertung der Grundwasseranalysen des Monitoringmeßnetzes der Bundesländer für die Gesteinseinheit „Sandstein“ ergebenden Verteilungskenngrößen. In Klammern sind auch hier wieder die korrespondierenden Werte aus Tab. 13 für die Analysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte aufgeführt.

Die Verteilungskenngrößen für die Sulfat-, Nitrat-, Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen weisen eine gute Übereinstimmung auf, vor allem hinsichtlich der Mediane sowie der 25 %- und 75%-Quartile. Nur für die gemessenen Sauerstoffgehalte ergibt sich eine andere Verteilung. Während die Meßwerte aus den Hydrogeologi-

Tab. 27: Verteilungskenngrößen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe für die Grundwasserinhaltsstoffe aus dem Grundwassermonitoringmeßnetz der Bundesländer für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Sandstein“. In Klammern sind die korrespondierenden Werte der Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten aufgeführt (vgl. Tab. 13).

Parameter	N	25%- Quartil	Median	75%- Quartil	Maximum	Mittelwert	Std.abw.	Schiefte
Entnahmetiefe [m]	(945)	(5,2)	(22,5)	(42,2)	(99,8)	(26,7)	(23,6)	(0,18)
Sauerstoff [mg/l]	37 (194)	1,5 (nn*)	4 (0,01)	9,1 (1,9)	10,8 (12,3)	5,2 (1,5)	3,8 (2,7)	0,32 (0,55)
Sulfat [mg/l]	30 (596)	27,3 (18,2)	80,8 (52)	135 (110)	276 (298)	102 (77)	82 (75,5)	0,25 (0,33)
Eisen (II) [mg/l]	34 (915)	0,02 (nn*)	0,08 (0,1)	3,1 (0,5)	18,2 (16,5)	2,2 (0,7)	4 (1,7)	0,53 (0,34)
Mangan(II) [mg/l]	37 (734)	0,02 (nn*)	0,06 (0,01)	0,15 (0,11)	0,8 (3,5)	0,15 (0,14)	0,21 (0,32)	0,42 (0,39)
Nitrat [mg/l]	37 (862)	0,7 (nn*)	8 (4,3)	24,5 (18,2)	142 (934)	21 (30)	32 (97)	0,4 (0,26)

*: unterhalb der Nachweisgrenze

schen Erkundungsberichten ($Q_3 = 1,9 \text{ mg O}_2/\text{l}$) auf reduzierte Aquiferbedingungen hinweisen, scheinen die Sauerstoffgehalte aus dem Monitoringmeßnetz der Bundesländer (Median = $4 \text{ mg O}_2/\text{l}$) deutliche Hinweise auf einen oxidierten Aquifertyp zu geben. Die in Kap. 6.8 getroffene Einordnung der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Sandsteine“ in den nicht-nitratabbauenden Grundwassertyp wird auf diese Weise im Hinblick auf die Verteilung der Sauerstoffgehalte bekräftigt. Aufgrund der geringen Anzahl an Meßwerten ist das Gewicht der Daten aus dem Monitoringmeßnetz der Bundesländer im Hinblick auf die Einstufung des Nitratabbauvermögens dieser Gesteinseinheit jedoch nicht sehr hoch.

Übrige hydrogeologische Gesteinseinheiten

In der Einleitung zu diesem Kapitel wurde darauf hingewiesen, daß die Anzahl der Meßwerte für die hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Beckensedimente“, „känozoische Lockergesteinsbedeckungen“, „Tertiäres Lockergestein“, „Ton- und Schluffgesteine“ mit Einlagerungen, „Kalksteine“, „Dolomite, Salinare und Letten“, „Molassegesteine“, „Schiefergesteine“, „Grauwacken“, „Metamorphite“, „Magmatische Ergußgesteine“ und „Magmatische Tiefengesteine“ zu gering ist ($n < 20$), um belastbare Aussagen über die hydrochemischen Milieubedingungen treffen zu können. Aus diesem Grund wird an dieser Stelle auf eine Veröffentlichung der statistischen Verteilungskenngrößen für diese hydrogeologischen Gesteinseinheiten verzichtet. Die Auswertungen liegen jedoch bei den Autoren vor. Insgesamt bestätigt sich für alle der oben genannten Kriterien die in Kap. 6 getroffene Einstufung des Nitratabbauvermögens. Bezüglich der gemessenen Sauerstoff- und Nitratgehalte zeigt sich im Vergleich zu den Analysen aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten, wie bei der zuvor beschriebenen Verteilung in der Gesteinseinheit „Sandsteine“, eine klare Tendenz zu höheren Werten. So liegt der Sauerstoffgehalt aller Festgesteinsaquifere für mehr als 50 % der gemessenen Werte bei über $4 \text{ mg O}_2/\text{l}$ und die Nitratgehalte bei mehr als $5 \text{ mg NO}_3/\text{l}$. Dies hätte zur Folge, daß die als Mischtypen eingestuften Aquifere „Grauwacken“, „Metamorphite“ und „Magmatische Ergußgesteine“ den „nicht-nitratabbauenden“ Aquiferen zuzuordnen sind. Endgültige Klärung hierüber ist aber nur durch die Auswertung weiterer Grundwasseranalysen aus diesen Gesteinseinheiten möglich. Vor allem der Untersuchung einer möglichen Tiefenabhängigkeit kommt in diesem Zusammenhang eine große Bedeutung zu. Aufgrund der in Kap. 6 beschriebenen Unsicherheiten bei der Interpretation der Entnahmetiefe der Grundwasseranalysen wurde hierauf verzichtet.

8

Nitratabbauvermögen in den hydrogeologischen Gesteinseinheiten

Anhand von Referenzbereichen für reduzierte Grundwasserverhältnisse (siehe Kap. 2.4) wurden die grundwasserführenden Gesteinseinheiten im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes (siehe Kap. 3) auf Basis der Verteilungen relevanter Grundwasserparameter hinsichtlich ihres natürlichen Nitratabbauvermögens klassifiziert (siehe Kap. 6 und Kap. 7). Hierbei konnte vor allem aus dem Zusammenspiel mehrerer Parameter der Verteilungen auf den Grundwassertyp geschlossen werden.

Nach der in Kap. 6.1 bis 6.16 getroffenen Beurteilung des Nitratabbauvermögens anhand der Daten aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten war es möglich, drei Grundtypen zu unterscheiden:

- Grundwasserleiter mit überwiegend nitratabbauenden (reduzierten) Eigenschaften
- Grundwasserleiter mit überwiegend nicht-nitratabbauenden (oxidierten) Eigenschaften
- Mischtypen, die Kennzeichen beider Grundwassertypen aufweisen.

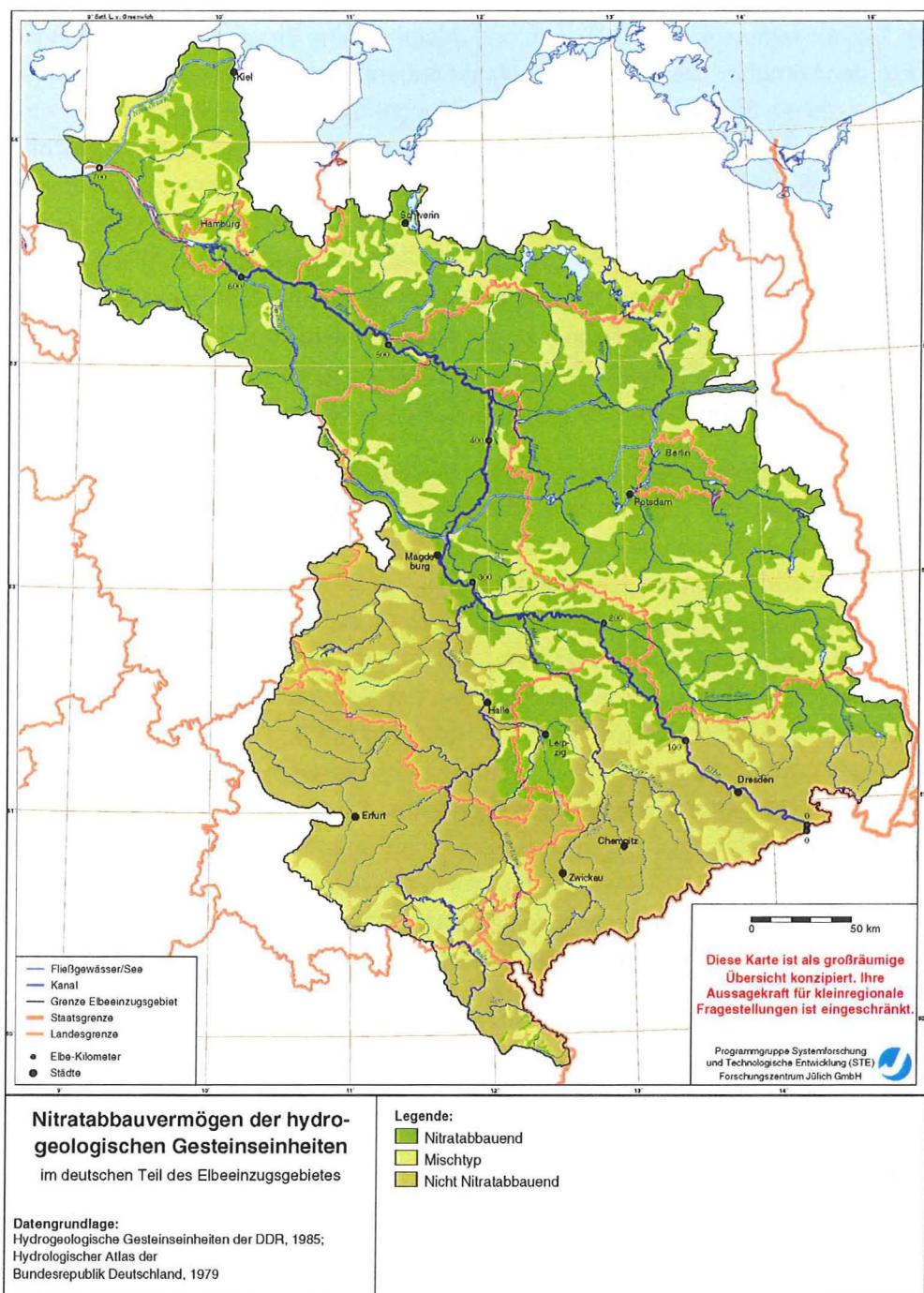
Diese Unterscheidung wurde durch die Auswertung der Daten aus den Monitoringmeßnetzen der Bundesländer prinzipiell bestätigt. Die im zur Verfügung stehenden Datensatz enthaltenen Analysen mit höheren Sauerstoffgehalte könnten aber insgesamt ein Kennzeichen dafür sein, daß die als Mischtyp eingestuften Grundwasserleiter eher dem nicht-nitratabbauenden Grundwassertyp zuzuordnen sind. Aufgrund der weitaus größeren Anzahl an Meßwerten wurde die Klassifizierung des Nitratabbauvermögens aber vor allem auf Basis der in Kap. 6 beschriebenen Auswertungen vorgenommen. Zusammenfassend ist in Tab. 28 und Karte 21 die hier vorgenommene Klassifizierung der im Elbeeinzugsgebiet auftretenden Grundwasserleiter hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens dargestellt.

Zeigte die Auswertung der Sauerstoff- und Nitratgehalte ein gehäuftes Auftreten geringer Konzentrationen, so wurde die jeweilige grundwasserführende Gesteinseinheit dem Grundtyp mit überwiegend nitratabbauenden Eigenschaften zugeordnet. In der Regel liegen hierbei weniger als 25 % der Meßwerte oberhalb des Grenzbereiches für oxidierte Aquifere ($2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ bzw. $1 \text{ mg NO}_3/\text{l}$). Zugleich überwiegen in 75 % aller Fälle Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen oberhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung ($0,2 \text{ mg Fe(II)/l}$ bzw. $0,05 \text{ mg Mn(II)/l}$). Beispiele für diesen Grundwassertyp sind die Gesteinseinheiten „Glaziofluviale Sande“ und „Moränen“.

Tab. 28: Klassifizierung der im Elbeinzugsgebiet auftretenden Grundwasserleiter hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens.

Hydrogeologische Gesteinseinheit	Nitratabbauvermögen		
	Nitratabbauend	Nicht- nitratabbauend	Mischtyp
Glaziofluviale Sande	X		
Kiese und Schotter		X	
Moränenablagerungen	X		
Hochflächensand, Sander			X
Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins		X	
Mächtiges tertiäres Lockergestein	X		
Tonig-schluffige Beckenablagerungen	X		
Sandstein		X	Anteilig
Kalkstein		X	
Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen		X	Anteilig
Dolomite, Salinare und Letten		X	
Schiefergestein		X	
Grauwacken			X
Molassegesteine		X	
Metamorphite		X	
Magmatische Ergußgesteine			X
Magmatische Tiefengesteine		X	

In den überwiegend als nicht-nitratabbauend eingestuften Aquiferen gehen hohe Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen meist oberhalb des Grenzbereichs für nitrat-reduzierende Verhältnisse mit geringen Fe(II)- und Mn(II)-Konzentrationen einher. Beispiele für diesen Grundwassertyp sind die Gesteinseinheiten „Kiese und Schotter“, „Kalksteine“ und „Metamorphite“. Weiterhin werden dieser Gruppe Grundwässer zugeordnet, die neben erhöhten Nitratgehalten und geringen Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen auch geringe Sauerstoffkonzentrationen aufweisen. Zu diesem Grundwassertyp gehört beispielsweise die Gesteinseinheit „Sandstein“. Aufgrund der Untersuchungen von Gabriel & Ziegler (1998), nach denen Grundwässer aus Sandsteinaquiferen und Ton- und Schluffgesteinen durchaus auch ein reduziertes Grundwassermilieu aufweisen können, wurden diese Gesteine als „anteilig“ dem Mischtyp zugehörig eingestuft.



Karte 21: Das Nitratabbauvermögen der grundwasserführenden Gesteinseinheiten im deutschen Teil des Elbeinzugsgebiet.

Die Gesteinseinheiten „Grauwacken“ und „Magmatische Ergußgesteine“ repräsentieren den Mischtyp. Dieser ist durch geringe Sauerstoffkonzentrationen, aber durchaus merklichen Gehalten an Eisen(II)- und Mangan(II) gekennzeichnet. Häufig wird für die Eisen(II)- und Mangan(II)-Gehalte der Grenzbereich für reduzierte Verhältnisse schon vor Erreichen des Medians überschritten. Die dem Mischtyp zugeordneten Gesteinseinheiten weisen aber Nitratgehalte auf, die für mehr als 50 % der untersuchten Analysen oberhalb des Grenzbereiches für ein reduziertes Milieu liegen. Die Gesteinseinheit „Hochflächensande/Sander“ wurde ebenfalls dem Mischtyp zugeordnet. Neben dem im Vergleich zu den Gesteinseinheiten „Glaziofluviale Sande“ und „Moränen“ höheren Nitratgehalt des 75%-Quartils wurden hierbei die Einschätzungen der Fachleute aus den konsultierten Landesbehörden berücksichtigt.

Die hier getroffene Klassifizierung des Elbeeinzugsgebietes hinsichtlich des Nitratabbauvermögens der Aquifere ist auf das obere, maßgeblich in den aktiven Wasserkreislauf eingebundene und dementsprechend am stärksten nitratgefährdete Grundwasserstockwerk bezogen. Hierdurch können Aussagen getroffen werden, in welchen grundwasserführenden Gesteinseinheiten prinzipiell mit einem Nitratabbau in oberen Aquifer gerechnet werden kann. Aus der hier durchgeführten Analyse können jedoch keine Aussagen darüber getroffen werden, in welchem Umfang Nitratabbau tatsächlich stattfindet bzw. welche Nitratfrachten im Aquifer umgesetzt oder denitrifiziert werden. Es können also hieraus keine Aussagen hinsichtlich der Nitratausträge in die Vorfluter abgeleitet werden. Dies war aber auch nicht das Ziel der hier durchgeführten Arbeiten. Hierzu wäre eine Betrachtung des gesamten Nitratstroms im Boden und Grundwasser, insbesondere im Hinblick auf den Nitratsatz im Boden sowie die Berücksichtigung des Transports und Umsatzes des Nitrats über alle maßgeblichen Abflußkomponenten bis hin zum Vorfluter notwendig.

Für detaillierte Regionalstudien zum Nährstoffhaushalt ist unter anderem die Quantifizierung der Denitrifikation im Boden, die Identifizierung der regional dominanten Austragspfade für Nitrat und die Einbeziehung des Einflusses künstlich entwässerter Regionen auf die Nitratausträge in die Vorfluter von besonderer Bedeutung. Diese Einflußfaktoren können im Hinblick auf ihre Bedeutung auf die Nitratausträge von der Landschaft in die Vorfluter in einzelnen Regionen den Einfluß des Grundwasserpfadest bei weitem überwiegen. Eine solche Analyse des Nitratstroms, als Fortführung bzw. Aktualisierung der Untersuchungen beispielsweise von Wendland (1992) und Wendland et al. (1993), war nicht Gegenstand der hier durchgeführten Arbeit. Dennoch soll der mögliche Einfluß dieser Faktoren auf den Nitrathaushalt einer Flusslandschaft qualitativ erläutert werden.

Denitrifikation im Boden

Die durch Niederschläge und insbesondere durch Düngung aus der Landwirtschaft in den Boden eingetragenen Nitratmengen können schon in der durchwurzelten Bodenzone durch Umwandlungs- und Abbauprozesse teilweise entfernt werden, bevor sie mit dem neugebildeten Grundwasser in den Aquifer eingetragen werden. Auch in der durchwurzelten Bodenzone läuft die Denitrifikation hauptsächlich mikrobakteriell ab. Die wesentlichen Einflußfaktoren auf die Denitrifikation im Boden sind die Sauerstoffverhältnisse, der Bodenwassergehalt, die Verfügbarkeit an Nährsubstrat, die Temperatur, der pH-Wert, die Vegetation bzw. Bodenbedeckung sowie die Nitratkonzentration (Köhne & Wendland, 1992). Darüber hinaus stellt die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers eine wichtige Größe dar, da diese bestimmt, wie lange das Nitrat in der durchwurzelten Bodenzone Denitrifikationsprozessen unterliegen kann. Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers kann durch die Abflußhöhen und bodenphysikalische Parameter berechnet werden. Detaillierte Angaben hierzu finden sich in Kunkel & Wendland (1998).

Gute Abbaubedingungen in der durchwurzelten Bodenzone können vor allem bei einer geringen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers dazu führen, daß das in den Boden eingetragene Nitrat schon in durchwurzelten Bodenzone teilweise oder vollständig denitrifiziert wird, bevor es den eigentlichen Aquifer erreicht (Hoffmann, 1991). In diesem Fall ist nicht auszuschließen, daß es auch ohne nennenswerten Nitratabbau im oberen Aquifer zu geringen Nitratausträgen in die Vorfluter kommt. Andererseits kann es in Gebieten, die eine hohe Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und schlechte Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelten Bodenzone aufweisen, zu hohen Nitratinträgen in das Grundwasser kommen (Hoffmann, 1991). In reduzierten Aquiferen ist es dann eine Frage der Aufenthaltszeit des Grundwassers im Aquifer, ob das mit dem Sickerwasser in das Grundwasser eingetragene Nitrat vollständig denitrifiziert werden kann.

Regional dominante Gebietsentwässerung

Im oberen Aquifer kann nur das Nitrat denitrifiziert werden, welches durch die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter eingetragen wird. Die aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abströmenden Wassermengen stellen jedoch nur einen Teil des Gesamtabflusses dar. Je nach Region können zwischen weniger als 20 % und mehr als 80 % des Gesamtabflusses aus dem schnell abfließenden Direktab-

fluß stammen, der in der ungesättigten Zone auf die Vorfluter zuströmt (Kunkel und Wendland, 1998). Gerade in Regionen mit relativ geringen Basisabflußanteilen wäre zu untersuchen, welche in den Vorflutern realisierte Nitratfrachten an den Direktabflußanteil gekoppelt sind.

Künstlich entwässerte Regionen

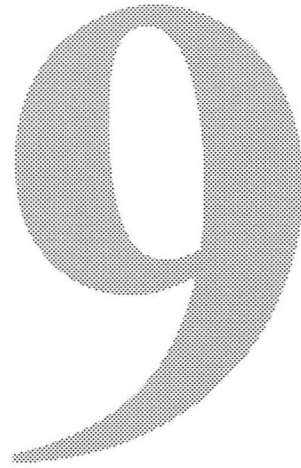
Zur Quantifizierung der Nitratausträge in die Vorfluter spielen insbesondere auch künstlich entwässerte Regionen eine wichtige Rolle. Vor allem im Norddeutschen Tiefland, welches nach der hier durchgeführten Klassifizierung in weiten Bereichen nitratabbauende Aquifere aufweist, sind künstliche Entwässerungssysteme weit verbreitet. Dort besteht die Gefahr, daß das hauptsächlich während der Dränperiode (ca. November bis April/Mai) aus dem Boden ausgewaschene Nitrat nicht über den Grundwasserraum, sondern über Dränanlagen in die Oberflächengewässer gelangt. In diesem Fall ist davon auszugehen, daß das Nitrat trotz der guten Nitratabbaubedingungen im Grundwasserleiter aufgrund einer nur kurzen Untergrundpassage nicht oder nur unvollständig abgebaut wird, so daß dort eine erhöhte Nitrataustragsgefährdung gegeben ist.

In Foerster et al. (1985) sind die Ergebnisse von 10-jährigen Dränwasseruntersuchungen in nordwestdeutschen Niederungsregionen dargestellt. Im Dränwasser aus ackerbaulich genutzten Geestböden und Niedermoorböden wurden mittlere Nitratkonzentrationen zwischen ca. 90 und 130 mg NO_3/l gemessen. Das Dränwasser in Marschböden zeichnete sich dagegen bei normalen Düngungsintensitäten sowohl bei Acker- als auch bei Grünlandnutzung durch Nitratgehalte von weniger als ca. 20 mg NO_3/l im Mittel aus. In der gleichen Größenordnung lagen die Nitratgehalte des Dränwassers aus Geest- und Moorböden, die als Grünland genutzt werden. Untersuchungen in Entwässerungsvorflutern nordostdeutscher Niedermoorstandorte (Balla, 1998), in denen der Grundwasserstand über das Grabensystem wechselseitig gesteuert wird, ergaben mittlere Nitratkonzentrationen von ca. 3 mg NO_3/l . Zu beachten ist jedoch, daß der Stickstoff neben Nitrat vor allem in Form von Ammonium vorliegt (ca. 2 mg NH_4/l).

Diese Beispiele verdeutlichen, daß die im Dränwasser gemessenen Nitratgehalte je nach Standort im langjährigen Mittel große Schwankungen aufweisen können. Die höchsten Nitratgehalte wiesen Dränwässer aus ackerbaulich genutzten Böden auf. Die niedrigen Nitratgehalte des Dränwassers aus landwirtschaftlich genutzten Moor-

und Marschböden weisen darauf hin, daß es dort bereits in der Bodenzone über dem eigentlichen Grundwasserbereich zu einem unter Umständen weitreichenden Nitratabbau kommen kann (zum Thema „Nitratabbau im Boden“ vgl. Köhne & Wendland, 1992; Hoffmann, 1991). Die von Foerster et al. (1985) im Nordwesten gemessenen Nitratgehalte lagen dabei für vergleichbare Bodenverhältnisse (Niedermoor) auf einem höheren Niveau als die von Balla (1998) im Nordosten gemessenen Dränwasser-Konzentrationen. Neben unterschiedlichen Landbewirtschaftungs- und Düngungsformen sind hierfür die unterschiedlichen hydrologischen Standortsituationen und die damit verbundenen Wassermanagementpraktiken verantwortlich. Wie von Kunkel & Wendland (1998) ausgeführt wurde, liegen die mittleren langjährigen Abflußhöhen im Nordwestteil des Elbeinzugsgebietes mit ca. 250 mm/a bedeutend höher als die für die weiter östlich gelegenen Gebiete ausgewiesenen Abflußhöhen (ca. 50 mm/a). Die im Dränwasser gemessenen Nitratkonzentrationen zeigen die gleiche Tendenz (ca. Faktor 5).

Bei der Erarbeitung von Konzepten für wirksame Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Nitratinträge in die Oberflächengewässer sollten neben den landwirtschaftlichen und pedologischen auch die hydrogeologischen, hydrogeochemischen und hydrologischen Standortverhältnisse sowie die anthropogenen Eingriffe in den Wasserhaushalt gleichgewichtet einbezogen werden. In diesem Zusammenhang sei auf die vertiefenden Untersuchungen der am Forschungsverbund Elbe-Ökologie beteiligten Forschungsarbeiten des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) in Niederungsregionen des Zentralteils des Elbeinzugsgebietes und die Untersuchungen des Ökologie-Zentrums der Universität Kiel (ÖZK) im Nordwestteil des Elbeinzugsgebietes hingewiesen.



Abschätzung der Nitratabbaukapazität reduzierter Aquifere

Die Denitrifikation im Aquifer führt, wie bereits in Kap. 2.2 beschrieben wurde, zu einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Stoffdepots (organische Kohlenstoffverbindungen, Pyrit) eines Grundwasserleiters. Wenn der Gehalt an reduzierenden Inhaltsstoffen eines Aquifers erschöpft ist, kommt es innerhalb kurzer Zeit zu einem deutlichen Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasserleiter, dem „Nitratdurchbruch“ (LAWA, 1995). Der Zeitpunkt des Nitratdurchbruchs ist neben standortspezifischen Nutzungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen (Höhe des überschüssigen Aufwandes an Stickstoffdüngern) unter anderem auch von aquiferspezifischen Gegebenheiten abhängig. Hierzu zählen vor allem die Ausdehnung und Mächtigkeit eines Aquifers sowie der Gehalt und die räumliche Verteilung reduzierender Inhaltsstoffe im Aquifer.

Im folgenden sollen die Zeiträume abgeschätzt werden, mit denen bei einem im langjährigen Mittel konstanten Niveau des überschüssigen Stickstoffdüngers bis zur Erschöpfung des Nitratabbau Potentials reduzierter Aquifere zu rechnen ist. Die Abschätzung wurde für die hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Glazifluviale Sande“ und „Moränen“ durchgeführt. Ausschlaggebend hierfür war einerseits, daß es sich um überwiegend reduzierte (nitratabbauende) Aquifere handelt (siehe Kap. 6 und Kap. 7). Andererseits wird ca. 50 % des Elbeinzugsgebietes diesen beiden Gesteinseinheiten zugeordnet (vgl. Kap. 3).

Für die folgenden Beispielrechnungen wird in Anlehnung an Kölle et al. (1989) angenommen, daß in pyrithaltigen Aquiferen, die typisch für das pleistozäne Tiefland sind, nahezu der gesamte Nitratumsatz über die autotrophe Denitrifikation abläuft. Zur Reduktion von 1 kg Nitrat wird bei der autotrophen Denitrifikation 0,691 kg Pyrit verbraucht (siehe Gl. 1). Für die Abschätzung der Zeiträume bis zur Erschöpfung des reduzierenden Inventars der oberen Aquifere, also deren Nitratabbau Potentials, ist die Kenntnis über die Höhe und räumliche Verteilung der Pyritkonzentration im Sediment notwendig. Bei der Entnahme von Gesteinsproben aus dem Grundwasserleiter wird vorzugsweise die Korngröße, selten jedoch die Verteilung und der Gehalt an Pyrit und/oder organischen Kohlenstoffen im Gesteinskörper ermittelt. Untersuchungen, die zur großräumigen Quantifizierung des reduzierenden Stoffdepots in Grundwasserleitern verwendet werden können, sind daher die Ausnahme.

Böttcher et al. (1989, 1992) bzw. Duynisveld et al. (1993) führten umfangreiche Untersuchungen zur Stoffumsetzung im Grundwasser des Fuhrberger Feldes durch. Dieser, ca. 30 km nordöstlich von Hannover im pleistozänen Tiefland gelegene Aquifer ist aus 20 – 30 m mächtigen quartären kiesigen Sanden aufgebaut. Im Sediment

treten unregelmäßig verteilt kleine lignitische Gerölle auf. Weiterhin enthält der Aquifer nach Böttcher et al. (1989) einen Vorrat an reduzierten Schwefelverbindungen, welche aus unterschiedlich kristallisierten sowie amorphen Sulfiden bestehen und uneinheitlich über die Tiefe verteilt sind. Nach diesen Untersuchungen kann im Sediment (getrocknet) mit einer Gesamtmenge von 1-2 kg Schwefel/m³ gerechnet werden. Dieser Schwefel liegt größtenteils als kristallines Sulfid (Pyrit) vor und ist aufgrund der geringen Oberfläche mikrobiell kaum verwertbar. Amorphe Sulfide weisen eine wesentlich größere Oberfläche auf und sind für die Denitrifikation von größerer Bedeutung. Deren Anteil am Gesamtschwefel ist jedoch gering, so daß überschlagsmäßig von einem mikrobiell nutzbaren Anfangsvorrat an Schwefel im Sediment von 0,1-0,2 kg S/m³ ausgegangen werden kann (Duynisveld, 1999). Umgerechnet in Pyritäquivalente bedeutet dies, daß der für die Denitrifikation nutzbare Pyritgehalt im Aquifer mit ca. 0,2-0,4 kg FeS₂/m³ veranschlagt werden kann. Bei einer anderen Untersuchung im Berliner Urstromtal (Voigt, 1998, b) wurde aus überschlägigen Bilanzrechnungen zur Pyritoxidation auf einen Pyritgehalt im Sediment von ca. 0,01 Gew. % geschlossen. Bei einer mittleren Dichte des Trockensedimentes von 1700 kg/m³ (Duynisveld, 1999) ergibt sich hieraus, in guter Übereinstimmung mit den oben genannten Werten, ein Pyritgehalt von ca. 0,17 kg FeS₂/m³.

Angaben zur räumlichen Verteilung von Pyrit im Aquifer stehen nicht zur Verfügung. Für die weitere Betrachtung wurde daher angenommen, daß das Pyrit gleichmäßig verteilt im Sedimentkörper vorliegt. Für beide Gesteinseinheiten wurde von einem mittleren Anfangsvorrat an Pyrit im Sediment von $\rho_{\text{Pyrit}}=0,2 \text{ kg FeS}_2/\text{m}^3$ ausgegangen, wohlwissend, daß dieser Wert in der Realität lateral und vertikal stark schwanken kann.

Hat ein Aquifer nitratabbauende Eigenschaften, so wird das an den Wassertransport im Aquifer gebundene Nitrat beim Kontakt mit der reduzierten Zone denitrifiziert. Die Tiefenlage der reduzierten Zone ist abhängig von der Geschwindigkeit des Grundwasserumsatzes, der Verfügbarkeit an reduzierten Verbindungen (hier: ausschließlich Pyrit) im Aquifer sowie der Menge an nachgeliefertem Nitrat. Verschiedene Untersuchungen zur Tiefenlage der reduzierten Zone unter unterschiedlichen Standorten (siehe Hoffmann, 1991) ergaben, daß die reduzierte Zone zum Teil erst ab einer Tiefenlage von ca. 2-5 m beginnt, wobei vor allem unter landwirtschaftlich genutzten Flächen auch größere Tiefenlagen auftreten können. Ist durch anhaltend hohe Nitratreinträge der Vorrat an reduzierendem Inventar in einer bestimmten Tiefenlage erschöpft, so verschiebt sich die reduzierende Zone zu größeren Tiefen, bis über die gesamte Aquifermächtigkeit schließlich kein reduzierendes Inventar mehr zur Verfü-

gung steht und damit auch kein Nitratabbau mehr stattfinden kann. Nimmt man im Sinne einer konservativen Abschätzung an, daß die denitrifizierte Nitratmenge den Nitratfrachten entspricht, die im langjährigen Mittel über die Grundwasserneubildung in den Aquifer eingetragen werden, so kann die pro Volumenelement denitrifizierte Nitratmenge ρ_{Nitrat} durch die Aquifermächtigkeit M und die jährlichen Nitrateinträge in das Grundwasser $f_{\text{Nitrat,gw}}$ bestimmt werden:

$$\rho_{\text{Nitrat}} = \frac{1}{M} \int_t f_{\text{Nitrat,gw}}(t) dt$$

$$\left[\frac{\text{kg NO}_3}{\text{ha} \cdot \text{m}} \right]$$

Gl. 9

Das Integral läuft hierbei bis zu der Zeit, nach der das reduzierende Stoffdepot des Grundwasserleiters erschöpft ist. Aus Gl. 9 wird deutlich, daß zur Abschätzung des Nitratabbaupotentials sowohl die Aquifermächtigkeiten, als auch der zeitliche Verlauf der Nitrateinträge in den oberen Aquifer bekannt sein müssen.

Die Zeiträume bis zur Erschöpfung des reduzierenden Inventars des oberen Aquifers wurden auf der Basis von für die jeweiligen Gesteinseinheiten typischen Werten abgeschätzt. Die Mächtigkeiten des oberen Grundwasserleiters (M) für die hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Glaziofluviatile Sande“ und „Moränen“ wurden aus Angaben des Hydrogeologischen Kartenwerkes der DDR (1987) bestimmt (vgl. Kunkel und Wendland, 1999). Die sich hieraus ergebenden Werte sind in Tab. 29 aufgeführt. Wie man sieht, weisen die Mächtigkeiten beider Gesteinseinheiten erwartungsgemäß insgesamt eine große Streuung auf, die in beiden Fällen in der Größenordnung der Mittelwerte liegt. Die Mediane liegen bei relativ geringen Aquifermächtigkeiten. Für die „Glaziofluviatilen Sande“ ergibt sich ein Median der Mächtigkeit von ca. 14 m, während sich für die „Moränen“ geringere mediane Mächtigkeiten von etwa 7 m ergeben.

Tab 29: Verteilungskenngrößen der Mächtigkeiten der oberen Aquifere in den hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Glaziofluviatile Sande“ und „Moränen“.

Gesteinseinheit	25%- Quartil [m]	Median [m]	75%- Quartil [m]	Mittelwert [m]	Std. Abw. [m]
Glaziofluviatile Sande	13	14	31	24	19
Moränen	3	7	14	15	17

Für die Abschätzung der Höhe der Nitratreinträge in den oberen Aquifer ($f_{\text{Nitrat,gw}}$) wurden flächendifferenziert berechnete Stickstoffüberschüsse von Wendland et al. (1993) unter Berücksichtigung eines Nitratabbaus im Oberboden von 50 % zugrundegelegt. Die sich hieraus ergebenden Nitratfrachten gelangen jedoch nicht vollständig in den Aquifer. Ein bestimmter Anteil hiervon wird über den Direktabfluß innerhalb kurzer Zeiträume den Vorflutern zugeführt, ohne den Aquifer passiert zu haben. Die an die schnellen Abflußanteile gebundenen Nitratfrachten dürfen dementsprechend nicht in die Berechnung der Nitratabbaukapazität einbezogen werden. In Kunkel & Wendland (1998) wurden die Anteile des Direkt- bzw. Basisabflusses am Gesamtabfluß flächendifferenziert berechnet. Im allgemeinen kann man davon ausgehen, daß der Basisabfluß weitgehend mit der langsamen grundwasserbürtigen Abflußkomponente identisch ist. In diesem Fall läßt sich für die Nitratfrachten, die an den Basisabfluß gebunden sind, postulieren, daß diese in den als überwiegend nitratabbauend eingestuften grundwasserführenden Gesteinseinheiten „Glaziofluviale Sande“ und „Moränen“ abgebaut werden können.

In Tab. 30 sind die sich hieraus ergebenden Nitratfrachten, die im jährlichen Mittel in das Grundwasser eingetragen werden, für die betrachteten grundwasserführenden Gesteinseinheiten aufgeführt. Wenn auch die für die „Moränen“ berechneten Werte etwas höher sind als die für die „Glaziofluvialen Sande“, so ergibt sich doch für beide Gesteinseinheiten ein sehr ähnliches Bild. Für beide Gesteinseinheiten liegen immerhin 25 % der Nitratreinträge in den oberen Aquifer oberhalb von ca. 130 kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$. Nitratreinträge unter 50 kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$ treten nur mit Häufigkeiten unter 25 % auf. Generell ist festzustellen, daß sich ein mittlerer Nitratreintrag in den oberen Aquifer von ca. 90 kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$ ergibt, der jedoch in einem relativ großen Bereich schwanken kann. Die Mediane sind etwas geringer (ca. 85 kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$), aber durchaus mit den Mittelwerten vergleichbar.

Tab 30: Verteilungskenngrößen der Nitratreinträge in den oberen Aquifer in den hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Glaziofluviale Sande“ und „Moränen“.

Gesteinseinheit	25%- Quartil	Median	75%-	Mittelwert	Std. Abw.
	[kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$]	[kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$]	[kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$]	[kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$]	[kg $\text{NO}_3/\text{ha}\cdot\text{a}$]
Glaziofluviale Sande	44	82	121	86	56
Moränen	50	89	133	97	58

Unter der Annahme, daß die in Tab. 30 aufgeführten mittleren Nitratreinträge in das Grundwasser konstant eingetragen werden, ergibt sich mit Gl. 9 die Zeit, nach der das reduzierende Inventar des Aquifers vollständig verbraucht ist, zu:

$$t = \frac{\rho_{\text{Pyrit}} \cdot M}{0.691 \cdot f_{\text{Nitrat,gw}}} \quad \text{Gl. 10}$$

Als Ergebnis sind in Tab. 31 die nach Gl. 10 abgeschätzten mittleren Zeiträume für die grundwasserführenden Gesteinseinheiten „Glaziofluviatile Sande“ und „Moränen“ aufgeführt. Bei den „Glaziofluviatilen Sanden“ ergeben sich aufgrund der relativ großen medianen Aquifermächtigkeiten Zeiträume bis zur Erschöpfung des reduzierenden Inventars von ca. 450 Jahren. Berücksichtigt man, daß die „effektive“ für die Denitrifikation zur Verfügung stehende Aquifermächtigkeit aufgrund der vertikalen Zonierung eines Aquifers in eine oxidierte und eine reduzierte Zone geringer als die Gesamtmächtigkeit ist, so können sich die Zeiträume bis zur Erschöpfung der Denitrifikationskapazität unter Umständen erheblich verringern. Von LUA (1996, a) wird darauf hingewiesen, daß es in Regionen mit hohen Gülleeinträgen in das Grundwasser zu einer gegenläufigen Tendenz, d.h. zu einer relativen Verschiebung der sauerstofffreien Zone bis nahe an die Grundwasseroberfläche kommen kann. In diesem Fall kann das Grundwasser nahe der Grundwasseroberfläche geringere Sauerstoffgehalte und damit gegebenenfalls ein höheres Nitratabbauvermögen als das Grundwasser aus tieferen Lagen aufweisen. Dieser Fall wird jedoch im weiteren nicht betrachtet. Unterstellt man also, daß die oxidierte Zone bis in Tiefen von ca. 2-5 m unter die Grundwasseroberfläche reicht, so würden sich für obiges Beispiel

Tab 31: Abgeschätzte Zeiträume bis zur Erschöpfung des reduzierenden Stoffdepots in den hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Glaziofluviatile Sande“ und „Moränen“ für die quartilen Mächtigkeiten nach Tab. 29.

Gesteinseinheit	Mächtigkeit	t
Glaziofluviatile Sande	13 m	440 a
	14 m	470 a
	31 m	930 a
Moränen	3 m	90 a
	7 m	210 a
	14 m	420 a

die Zeiträume bis zur Erschöpfung der Denitrifikationskapazität auf ca. 250 bis 750 Jahre reduzieren. Dies ist in guter Übereinstimmung mit den Angaben von Böttcher et al. (1989), in denen für das Fuhrberger Feld Zeiträume in der Größenordnung von 250 bis 400 Jahren angegeben wurden.

Da sich die „Moränen“ durch geringere mediane Aquifermächtigkeiten auszeichnen, errechnen sich unter den oben angeführten Annahmen auch kürzere Zeiträume bis zur Erschöpfung der Denitrifikationskapazität (ca. 200 Jahre). Berücksichtigt man auch hier eine Mächtigkeit der oxidierten Zone von ca. 2-5 m, so sind Zeiten bis zur Erschöpfung der reduzierenden Inventars in der Größenordnung von 50 bis 200 Jahren als durchaus realistisch anzusehen. Wenn man berücksichtigt, daß die landwirtschaftliche Düngung schon seit ca. 30 Jahren auf dem gegenwärtigen Niveau liegt, so kann erwartet werden, daß die Nitratabbaukapazität in einigen Regionen schon zum jetzigen Zeitpunkt deutlich reduziert ist. Eventuell kann die sich aus der Auswertung von ca. 100 Grundwasseranalysen aus den Meßnetzen der Bundesländer ergebende Lage des 75%-Quartils der in Moränengebieten festgestellten Nitratkonzentrationen von ca. 28 mg NO_3/l (siehe Tab. 24) als Aquiferbereiche interpretiert werden, in denen die Nitratabbaukapazität heute bereits eingeschränkt ist.

Die angegebenen Zeiträume, mit denen bis zur Erschöpfung der Nitratabbaukapazität der Aquifere zu rechnen ist, beruhen auf einer Vielzahl von Annahmen, deren Gültigkeit hier nicht explizit untersucht werden konnte. Darüber hinaus wurde die Abschätzung auf der Basis von Werten durchgeführt, von denen zwar erwartet werden kann, daß sie die „mittleren Verhältnisse“ repräsentieren, andererseits jedoch starken Schwankungen unterworfen sind. Die oben angegebenen Zeiten sind daher als Beispiele aufzufassen, die für eine als typisch angenommene Situation gelten, wobei jedoch große Unsicherheitsbereiche auftreten können. Die tatsächlich auftretende Situation in den betrachteten grundwasserführenden Gesteinseinheiten kann hiervon lokal stark abweichen, so daß sich dort auch stark unterschiedliche Zeitspannen bis zur Erschöpfung der Nitratabbaukapazität ergeben können. Demzufolge ist es nicht zulässig, die angegebenen Zeiten als eine gesicherte Prognose aufzufassen. Es sei daher nochmals ausdrücklich betont, daß die in Tab. 31 aufgeführten Zeitspannen bis zur Erschöpfung der Nitratabbaukapazität in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten „Glaziofluviale Sande“ und „Moränen“ als grobe Anhaltswerte aufzufassen sind.

10

Zusammenfassung und Diskussion

Ziel der Arbeiten war die Erstellung einer flächendeckenden Übersicht und Klassifizierung der hydrochemischen Grundwasserverhältnisse im Elbeeinzugsgebiet hinsichtlich des Nitratabbauvermögens. Hierzu wurden die im Elbeeinzugsgebiet anzutreffenden hydrogeologischen Gesteinseinheiten auf der Basis von ca. 8500 Grundwassergütedaten aus dem Elbeeinzugsgebiet in überwiegend reduzierte (nitratabbauende) und überwiegend oxidierte (nicht-nitratabbauende) Aquifere unterschieden. Diese Klassifizierung betrifft vor allem das obere, maßgeblich in den aktiven Wasserkreislauf eingebundene und dementsprechend am stärksten nitratgefährdete Grundwasserstockwerk. Auf diese Weise wurde ein wichtiger Gebietsparameter für weitergehende Analysen zur Nitratbelastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer erarbeitet. Darüber hinaus wurde für die nitratabbauenden Aquifere der Zeitraum bis zur Erschöpfung der Denitrifikationskapazität größenordnungsmäßig abgeschätzt.

Auf der Basis geologischer und hydrogeologischer Karten im Maßstab 1:1000000 bzw. 1:750000 wurde in einem ersten Schritt eine das gesamte Elbeeinzugsgebiet umfassende, flächendifferenzierte Ausweisung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten durchgeführt. Hierzu wurde das Elbeeinzugsgebiet in insgesamt 17 grundwasserführende Gesteinseinheiten unterteilt. Hiervon entfallen 7 Einheiten auf den Lockergesteinsbereich und 10 Einheiten auf den Festgesteinsbereich.

Die Analyse des Nitratabbauvermögens in den oberen Aquiferen des Elbeeinzugsgebietes erfolgte primär auf der Basis von ca. 8100 Grundwasseranalysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte aus dem Zeitraum 1960-1989. Diese Analyse wurde anhand von ca. 400 aktuelleren Analysen (1987-1994) aus dem Monitoringmeßnetz der Bundesländer im Hinblick auf die Repräsentanz der getroffenen Klassifizierung für die gegenwärtige Situation überprüft.

Die Analyse des Nitratabbauvermögens der oberen Aquifere des Elbeeinzugsgebietes erfolgte gesondert für jede der ausgewiesenen grundwasserführenden Gesteinseinheiten durch die Auswertung von Häufigkeitsverteilungen für bestimmte Grundwasserparameter sowie durch die Berechnung von Perzentilwerten der Verteilungen der Grundwasserinhaltsstoffe. Die Einstufung der hydrogeologischen Gesteinseinheiten in die Klasse der nitratabbauenden bzw. nicht-nitratabbauenden Aquifere erfolgte vor allem über die 25 %-, 50 %- und 75%-Quartile der Verteilungen der Parameter:

- Entnahmetiefe
- Sauerstoffkonzentration
- Sulfatkonzentration
- Eisenkonzentration
- Mangankonzentration
- Nitratkonzentration.

Für alle 17 grundwasserführenden Gesteinseinheiten lag eine ausreichende Anzahl von Meßwerten vor, so daß anhand der gemessenen Konzentrationsverteilungen statistisch relevante Angaben hinsichtlich des hydrochemischen Milieus und des Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter abgeleitet werden konnten. Der Vergleich der Daten aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten mit den Daten aus dem Monitoringmeßnetz der Bundesländer ergab eine gute Übereinstimmung der jeweiligen statistischen Verteilungskenngrößen. Erkennbare Unterschiede weisen nur die Sauerstoffgehalte auf. Vermutlich sind hierfür Unterschiede in der Analytik ausschlaggebend. Die Einstufung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten wäre bei einer getrennten, unabhängigen Auswertung der Datensätze jedoch der gleiche, auch wenn die Anzahl der Analysen aus dem Meßnetz der Bundesländer deutlich geringer ist als die aus den Hydrogeologischen Erkundungsberichten. Dies ist zum einen ein Beleg für die Repräsentanz der ausgewählten Meßstellen der Monitoringmeßnetze für die in einer Gesteinseinheit vorherrschende hydrochemische Situation. Zum anderen zeigt sich hieraus, daß großräumige reduzierte bzw. oxidierte Grundbeschaffenheitsmuster bei Vorliegen einer ausreichend großen Anzahl an Meßwerten unabhängig vom Zeitraum und Zeitpunkt der Beprobung identifiziert werden können.

Die Grundwässer aus den Festgesteinsaquiferen „Sandstein“, „Kalkstein“, „Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen“, „Dolomite, Salinare und Letten“, „Schiefergestein“, „Molassegesteine“, „Metamorphite“ und „Magmatische Tiefengesteine“ sowie die Grundwässer aus den Lockergesteinseinheiten „Fluviatile Kiese und Schotter im Festgesteinsbereich“, „Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins“ weisen Anzeichen oxidierter Bedingungen auf. Hierfür darf kein nennenswerter grundwasserbürtiger Nitratabbau vorausgesetzt werden. Zwar findet im Grundwasserspeicher dieser Aquifere eine Verdünnung des über die Neubildung eingetragenen Nitrats mit anthropogen unbeeinflußtem Grundwasser statt, die in das Grundwasser eingetragene Nitratmenge bleibt jedoch weitgehend erhalten. Im Hinblick auf die Nitratausträge in die Vorfluter sind diese Regionen, wenn dort kein

signifikanter Nitratabbau in der durchwurzelten Bodenzone stattfindet, als gefährdet einzustufen. Regionale Nitratprobleme sind dann nur durch eine Minimierung der überschüssigen Stickstoffmengen aus der Landwirtschaft, d.h. Minimierung der Nitratreinträge in die Aquifere, lösbar.

Die hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Glaziofluviale Sande“, „Moränen“, „Mächtiges tertiäres Lockergestein“ und „Tonig-schluffige Beckenablagerungen“, weisen auf Basis der zur Verfügung stehenden Daten typische Anzeichen reduzierter Aquifere auf. Für diese Gesteinseinheiten kann ein natürliches, geogenes Nitratabbauvermögen vorausgesetzt werden. In diesem Fall ist davon auszugehen, daß diffuse Nitratreinträge aus der Landwirtschaft im Aquifer mikrobiell abgebaut werden können. Das bedeutet jedoch nicht notwendigerweise, daß es in diesen Regionen nicht zu Nitratausträgen in die Vorfluter kommen kann. In Regionen, bei denen hohe Direktabflußanteile auftreten sowie insbesondere in künstlich entwässerten Gebieten (z.B. Marschregionen) können überschüssige Nitratmengen in die Vorfluter ausge tragen werden, ohne den Aquifer zu passieren. Hier ist im Einzelfall anhand der im Vorfluter realisierten Nitratkonzentrationen zu prüfen, in welchem Umfang die potentiell aus Böden ausgetragene Nitratmengen über den Direktabfluß, d. h. nicht an den Grundwasserstrom gebundene Abflußkomponenten, in die Vorfluter eingetragen werden. In diesem Zusammenhang sei auf die von den Autoren gemeinsam mit dem Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei gegenwärtig durchgeführte Untersuchung verwiesen.

Die Grundwässer der hydrogeologischen Gesteinseinheiten „Grauwacken“ und „Magmatische Ergußgesteine“ wurden aufgrund der vorliegenden Verteilungen der untersuchten Grundwasserparameter einem Mischtyp zugeordnet, da sie sowohl Anzeichen reduzierter Aquifere (erhöhte Eisen(II) und Mangan(II)-Konzentrationen) als auch oxidiertter Aquifere (erhöhte Nitratkonzentrationen) aufweisen. Die Gesteinseinheit „Hochflächensand, Sander“ wurde ebenfalls diesem Mischtyp zugeordnet, obwohl die Auswertung der Grundwasseranalysen auf einen eher nitratabbauenden Grundwassertyp hinweist. Ausschlaggebend für die Einstufung war, daß bei Grundwasserbeprobungen in den Bundesländern Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen und Brandenburg Grundwässer aus Sanderregionen gehäuft hohe Nitratkonzentrationen aufweisen.

Obwohl es auf diese Weise möglich war, alle hydrogeologischen Gesteinseinheiten im Elbeeinzugsgebiet hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens zu klassifizieren, gibt es in jeder Gesteinseinheit für fast jeden Parameter eine bestimmte Anzahl an Meß-

werten (häufig bis zu 25 %), die für sich alleine betrachtet eine andere Einstufung rechtfertigen würde. So liegen beispielsweise 25 % der Nitratgehalte in der hydrogeologischen Gesteinseinheit „Moränen“ oberhalb von 4 mg NO₃/l und damit im Bereich oxidierter Aquifere, während ansonsten alle Anzeichen reduzierter Aquifere festgestellt werden konnten. Die Gründe hierfür können vielfältig sein (z.B. hydrogeochemische Anomalien bzw. kleinräumiger geogener Wechsel der Denitrifikationsbedingungen, Aufbrauch der Denitrifikationskapazität, punktförmige anthropogene Einträge, fehlerhafte Meßwerte, Wahl der Karte im Maßstab 1:750.000, fehlende Einheiten aufgrund von Generalisierung) und nur im Rahmen weiterer gezielter Untersuchungen festgestellt werden. In dem hier untersuchten Zusammenhang sollte dies vor allem als Beleg für die unter Umständen große Heterogenität der im Grundwasserraum anzutreffenden Verhältnisse interpretiert werden. Aus diesem Grund ist es besser, die hydrogeologischen Gesteinseinheiten einschränkend als „überwiegend“ einem bestimmten Grundwassertyp zugehörig einzustufen. Bei der Verwendung der hier erzielten Ergebnisse für weitergehende Untersuchungen zur Nitrat-austragsgefährdung bestimmter Landschaftsräume im Elbeinzugsgebiet sollte dies unbedingt berücksichtigt werden.

Trotz der häufig geringen Nitratkonzentrationen reduzierter Aquifere darf dies nicht darüber hinweg täuschen, daß in Regionen nitratabbauender Aquifere liegende Wasserwerke, z.B. im Norddeutschen Flachland, im Hinblick auf die Nitratbelastung des geförderten Grundwassers Probleme haben. Hinzu kommen die in Kap. 3.2 beschriebenen Konsequenzen der (autotrophen) Denitrifikation für die Wassergewinnung (z.B. Ausfällung von aus Pyrit freigesetztem Eisen(II) als FeOOH und die Freisetzung von Spurenelementen wie Nickel und Arsen). Unabhängig davon schreitet der irreversible Abbau des reduzierten Stoffdepots im Aquifer durch die Denitrifikation unaufhaltsam fort und wird durch anhaltend hohe Nitratreinträge aus dem Boden beschleunigt. Wenn der Gehalt an reduzierten Inhaltsstoffen eines Aquifers erschöpft ist, kommt es zu einem Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser, dem sogenannten Nitratdurchbruch. Dieser ist neben standortspezifischen Nutzungs- und Bewirtschaftungsverhältnissen von aquiferspezifischen Gegebenheiten abhängig. Überschlagsrechnungen für die als überwiegend als nitratabbauend eingestuften Aquifere „Glaziofluviale Sande“ und „Moränen“ ergaben hierfür Zeiträume, die größenordnungsmäßig zwischen ca. 50 und 900 Jahren liegen können.

Die aufgeführten Aspekte machen deutlich, daß es weder aus wasserwirtschaftlicher noch aus ökologischer Sicht eine Alternative zur flächendeckenden Minimierung der diffusen Nitratreinträge ins Grundwasser gibt. Die in diesem Bericht durch-

geführte Einstufung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens soll daher nicht dazu beitragen, das Elbeinzugsgebiet entsprechend den hydrochemischen Milieubedingungen in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten pauschal in „unproblematische“ (reduzierte) und „problematische“ (oxidierte) Regionen zu untergliedern. Sie soll vielmehr dazu beitragen, die unterschiedlichen hydrochemischen Milieubedingungen der Grundwasserleiter in die Erarbeitung flächendeckender Konzepte in bezug auf einen effektiven Grundwasserschutz hinsichtlich Nitrat angemessen einzubeziehen.

Im Hinblick auf eine Ist-Zustandsanalyse zur Belastung der Fließgewässer im Elbeinzugsgebiet durch diffuse Nitratreinträge sowie zur Erarbeitung von Konzepten zu deren wirksamer Verminderung sind weitere Gebietskenngrößen, die die regionale Höhe der Einträge beeinflussen, von Bedeutung, zum Beispiel:

- der Landschaftswasserhaushalt zur Identifizierung der regional dominanten Austragspfade in die Oberflächengewässer,
- das Weg/Zeitverhalten der Abflußkomponenten und der hieran gekoppelten diffusen Nitratfrachten bis zum Vorfluter.

Zur Analyse des Landschaftswasserhaushaltes im Elbeinzugsgebiet wurden die Wasserbilanzgrößen reale Verdunstung, Gesamtabfluß, Direktabfluß und Basisabfluß für die hydrologische Periode 1961-1990 flächendifferenziert quantifiziert und an gemessenen Pegeldurchflußwerten validiert. Hierauf aufbauend wurde eine Übersicht über die regional dominanten Abflußanteile erstellt sowie Aussagen zur mittleren Austauschhäufigkeit des Bodenwassers in der Wurzelzone und damit zur Auswaschungsgefährdung von Nitrat abgeleitet. Die Ergebnisse dieser Analyse wurden bereits veröffentlicht (Kunkel & Wendland, 1998).

Die dritte Teilaufgabe des Forschungsvorhabens, die regional differenzierte Analyse des Weg/Zeitverhaltens der Abflußkomponenten, befindet sich zur Zeit in Bearbeitung. Diese Gebietskenngröße ist in einigen Regionen zur Quantifizierung des unter anderem zeitabhängigen Nitratabbaus im Untergrund wichtig, in anderen Regionen vor allem aber auch zur Prognose der Zeiträume zwischen Nitratauswaschungen aus dem Boden und den zu erwartenden Zeiträumen, nachdem sich dieses Nitrat im Vorfluter wiederfinden läßt. Der zu dieser Thematik zu erstellende Projektabschlußbericht (Endbericht Teil III) erscheint im Laufe des Jahres 1999.

11

Literaturverzeichnis

Andersen, L. J. & Kristiansen, H. (1984): Nitrate in groundwater and surface water related to land use in the Karup basin, Denmark. Environmental Geology, Vol. 5, No. 4, 207 – 212; New York.

Balla D. (1998): persönliche Mitteilung.

Beek, C. G. E. M. van (Ed.) (1987): Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beïnvloeding van de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen; Onderzoek 1982 – 1987. Meded. 99, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., 99: 172p.; Nieuwegein.

Behrendt, H. (1998): Präsentation im Rahmen des LOICS–workshop in Amsterdam am 12. Nov.

Böttcher, J., Strebel, O. und Duynisveld, W. H. M. (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Z. dt. geol. Ges., 136, 543-552; Hannover.

Böttcher, J., Strebel, O. und Duynisveld, W. H. M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifer. Geol. Jb., Reihe C 51, 3–40; Hannover.

Böttcher, J., Strebel, O. und Kölle, W. (1992): Redox reactions and microbial sulfur reactions in the Fuhrberger Feld sandy aquifer.- in: Matthess, G. et al. (Eds.): Progress in Hydrogeochemistry – Organics, Carbonates, Silicates, Microbiology. Springer, S. 219-226; Berlin.

Duynisveld, W. H. M., Strebel, O. und Böttcher, J. (1993): Stoffanlieferung an das Grundwasser, Stofftransport und Stoffumsetzungen im Grundwasser. UBA-Texte 5/93, 123 S.; Berlin.

Duynisveld W. H. M. (1999): Persönliche Mitteilung.

DVWK-Schriften 80 (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. 321 S., Paul Parey; Hamburg.

DVWK-Schriften 89 (1990): Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffenhkeitsdaten. 216 S., Paul Parey, Hamburg.

DVWK-Regeln 128 (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK-Fachauschuß Grundwasserchemie, Paul Parey; Hamburg und Berlin.

Ebeling, J., Näveke, R., Wieland, H. und Wolff, J. (1988): Beobachtungen zur Nitratreduktion in pleistozänen Grundwasserleitern. Z. dt. geol. Ges., 139, 425-433.

Einsele, G. (1990): Grundwasser. – in: Baumgartner, A. und Liebscher, H.-J. (Hrsg.): Allgemeine Hydrologie, S. 404–462; Berlin.

- Foerster, P., Scheffer, B. und Neuhaus, H.* (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. Z. dt. geol. Ges., 136, 497–504.
- Eyrich, A. (Red.)* (1985): Karte der Hydrogeologischen Einheiten der Deutschen Demokratischen Republik; Berlin.
- Gabriel et al.* (1989): Das Grundwasser – Einfluß der landwirtschaftlichen Produktion. 122 S.; Erfurt.
- Gabriel, B. & Ziegler, G.* (1997): Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. – in: Matschullat et al. (Hrsg.): Geochemie und Umwelt, 343 – 357; Heidelberg.
- Gabriel, B. & Ziegler, G.* (1998): Persönliche Mitteilung.
- Gerb, L.* (1958): Grundwassertypen. Vom Wasser 25, 16-48; München.
- Hahn, J.* (1990): Grundwasserleiter in Niedersachsen - Art und Typen der Grundwasserbeschaffenheit. Sonderdruck aus: Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen - Diffuser Nitrateintrag, Fallstudien, Weiterbildungsseminar der TU Braunschweig 21.-22.2.1990, 109-127; Braunschweig.
- Hannappel, S.* (1996): Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen in den neuen Bundesländern. Berliner geowiss. Abhandlungen, Reihe A, Band 182, 151 S.; Berlin.
- Hoffmann, A.* (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung. Forschungsbericht 107 01 016/02 UBA-FB 91-007, Umweltbundesamt; Berlin.
- Hölting, B.* (1991): Geogene Grundwasserbeschaffenheit und ihre regionale Verbreitung in der Bundesrepublik Deutschland. – in: Rosenkranz, D., Einsele, G., und Harreß, H.-M. (Hrsg): Bodenschutz, 6. Lieferung (1300), 36 S.; Berlin.
- Hölting, B.* (1984): Hydrogeologie – Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 362 S; Stuttgart.
- Holthusen, H.* (1998): Persönliche Mitteilung.
- Hydrogeologisches Kartenwerk der DDR 1:50000* (1987); Halle.
- Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland* (1978): Kartenband. (Leitung: R. Keller). Hrsg. i.A. der Deutschen Forschungsgemeinschaft; Bonn.
- Jordan, H. & Weder, H.-J. (Hrsg.)* (1995): Hydrogeologie – Grundlagen und Methoden. Regionale Hydrogeologie. 603 S.; Stuttgart.
- Köhne Ch. & Wendland F.* (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. Interner Bericht KFA-STE-IB 1/92, Forschungszentrum Jülich; Jülich.

- Kölle, W., Werner, P., Strebel, O. und Böttcher, J.* (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. *Vom Wasser* 61, 125–147; Weinheim.
- Kölle, W.* (1984): Auswirkungen von Nitrat in einem reduzierenden Aquifer. DVGW–Schriftenreihe 38: Wasser; 156–167.
- Kölle, W.* (1987): Aufbereitung und Sanierung von Grundwasser. DVGW–Schriftenreihe 206: Wasseraufbereitungstechnik für Ingenieure; 1–16.
- Kölle, W.* (1989): Stickstoffverbindungen im Grund- und Rohwasser. Weiterbildendes Studium Bauingenieurwesen, Wasserwirtschaft, Universität Hannover, Kurs SW 23, 39 S.; Hannover.
- Kölle, W.* (1990): Nitratelimination im Aquifer – Reaktionspartner und Mechanismen. – in: Walther, W.: Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen – Diffuser Nitratintrag, Fallstudien – Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 48, 129–145; Braunschweig.
- Korom, S. F.* (1992): Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water resources research*, Vol. 28, No.6, 1657 – 1668.
- Krajnov, S. R. & Voigt, H.-J.* (1990): Geochemische und ökologische Folgen der Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit unter Einwirkung von Wasserschadstoffen. *Z. angew. Geol.*, 36, 405 – 410.
- Kunkel, R. & Wendland, F.* (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe. -Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt*, Vol. 12, 107 S.; Jülich.
- Kunkel, R. & Wendland, F.* (1999): Das Weg-/Zeitverhalten der unterirdischen Abflußkomponenten im Flußeinzugsgebiet der Elbe (in Vorbereitung).
- Landesumweltamt Brandenburg (LUA)* (1996, a): Basisbericht zur Grundwassergüte des Landes Brandenburg. *Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe Nr. 15*, 57 S.; Potsdam.
- Landesumweltamt Brandenburg (LUA)* (1996, b): Grundwassergütebericht 1992 - 1995 des Landes Brandenburg. *Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe Nr. 16*, 49 S.; Potsdam.
- LAWA (Hrsg.)* (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat, 104 S.; Stuttgart.
- Leuchs, W.* (1988): Geochemische und mineralogische Auswirkungen beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz in einem anoxischen Porengrundwasserleiter. *Z. Deutsch. Geol. Ges.*, 139, 415–423; Hannover.
- Matthess, G.* (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers. *Lehrbuch der Hydrogeologie*, Bd.2, 498 S.; Berlin.

Obermann, P. (1982): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bes. Mitt. Z. Dtsch. Gewässerkundlichen Jahrbuch, 42, 217 S.; Bonn.

Postma D., Boesen, C., Kristiansen, H. und Larsen, F. (1991): Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes and geochemical modeling. Water resources research, Vol. 27, No.8, 2027–2045.

Projektgruppe Elbe-Ökologie (1995): Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie), 71 S.; Berlin.

Rohmann, U. & Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 468 S.; Karlsruhe.

Statistisches Bundesamt (1997): Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland; Wiesbaden.

Schleyer, R. & Kerndorff, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserresourcen – Eine Bestandsaufnahme für den vorbeugenden Grundwasserschutz sowie zur Erkennung von Grundwasserverunreinigungen. 269 S.; Weinheim.

Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (Hrsg.) (1996): Grundwasser in Thüringen – Bericht zu Menge und Beschaffenheit, 163 S.; Erfurt.

Trudell, M. R., Gillham, R. W. und Cherry, J. A. (1986): An in situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer. J. of Hydrol., 83, 251–268.

UBA (Hrsg.) (1995): Entwicklung eines einheitlichen Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in den neuen Bundesländern als Grundlage zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EU. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 10202628/06, UWG mbH in Zusammenarbeit mit den Umweltämtern der neuen Bundesländer. 203 S.; Berlin.

Voigt, H.-J. (1990): Hydrogeochemie – Einführung in die Beschaffenheitsentwicklung des Grundwassers, 310 S.; Leipzig.

Voigt, H.-J. (1998,a): Persönliche Mitteilung.

Voigt, H.-J. (1998,b): Persönliche Mitteilung.

Voigt, H.-J. (1999): Persönliche Mitteilung.

Wendland, F., Albert, H., Bach, M. und Schmidt, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland, 96 S.; Heidelberg.

Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der ‚alten‘ Bundesrepublik Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung 8, 206 S.; Jülich.

1. **Energiemodelle in der Bundesrepublik Deutschland. Stand der Entwicklung**
IKARUS-Workshop vom 24. bis 25. Januar 1996
herausgegeben von S. Molt, U. Fahl (1997), 292 Seiten
ISBN 3-89336-205-3
2. **Ausbau erneuerbarer Energiequellen in der Stromwirtschaft**
Ein Beitrag zum Klimaschutz
Workshop am 19. Februar 1997, veranstaltet von der Forschungszentrum Jülich GmbH und der Deutschen Physikalischen Gesellschaft
herausgegeben von J.-Fr. Hake, K. Schultze (1997), 138 Seiten
ISBN 3-89336-206-1
3. **Modellinstrumente für CO₂-Minderungsstrategien**
IKARUS-Workshop vom 14. bis 15. April 1997
herausgegeben von J.-Fr. Hake, P. Markewitz (1997), 284 Seiten
ISBN 3-89336-207-X
4. **IKARUS-Datenbank - Ein Informationssystem zur technischen, wirtschaftlichen und umweltrelevanten Bewertung von Energietechniken**
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 2 „Datenbank“
H.-J. Laue, K.-H. Weber, J. W. Tepel (1997), 90 Seiten
ISBN 3-89336-214-2
5. **Politiksznarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 1. Szenarien und Maßnahmen zur Minderung von CO₂-Emissionen in Deutschland bis zum Jahre 2005
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1997), 410 Seiten
ISBN 3-89336-215-0
6. **Politiksznarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 2. Emissionsminderungsmaßnahmen für Treibhausgase, ausgenommen energiebedingtes CO₂
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1997), 110 Seiten
ISBN 3-89336-216-9

7. **Modelle für die Analyse energiebedingter Klimagasreduktionsstrategien**
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 1 „Modelle“
P. Markewitz, R. Heckler, Ch. Holzapfel, W. Kuckshinrichs, D. Martinsen,
M. Walbeck, J.-Fr. Hake (1998), VI, 276 Seiten
ISBN 3-89336-220-7
8. **Politiksznarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 3. Methodik-Leitfaden für die Wirkungsabschätzung von Maßnahmen zur Emissionsminderung
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1998), VIII, 95 Seiten
ISBN 3-89336-222-3
9. **Horizonte 2000**
6. Wolfgang-Ostwald-Kolloquium der Kolloid-Gesellschaft
3. Nachwuchstage der Kolloid- und Grenzflächenforschung
Kurzfassungen der Vorträge und Poster
zusammengestellt von F.-H. Haegel, H. Lewandowski, B. Krah-Urban (1998),
150 Seiten
ISBN 3-89336-223-1
10. **Windenergieanlagen - Nutzung, Akzeptanz und Entsorgung**
von M. Kleemann, F. van Erp, R. Kehrbaum (1998), 59 Seiten
ISBN 3-89336-224-X
11. **Policy Scenarios for Climate Protection**
Study on Behalf of the Federal Environmental Agency
Volume 4. Methodological Guideline for Assessing the Impact of Measures for Emission Mitigation
edited by G. Stein, B. Strobel (1998), 103 pages
ISBN 3-89336-232-0
12. **Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe**
Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im
Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil). Abschlußbericht Teil 1.
von R. Kunkel, F. Wendland (1998), 110 Seiten
ISBN 3-89336-233-9

13. **Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes**
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im
Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil). Abschlußbericht Teil 2.
von F. Wendland, R. Kunkel (1999), 166 Seiten
ISBN 3-89336-236-3

In Grundwasserleitern können hydrochemische Bedingungen vorherrschen, die einen mikrobiellen Nitratabbau ermöglichen. Dies kann dazu führen, daß Nitratbelastungen des Grundwassers durch flächenhafte Nitratreinträge, z.B. aus der Landwirtschaft, deutlich verringert werden. Häufig weisen dadurch auch Vorfluter, die im Kontakt mit nitratabbauenden Aquiferen stehen, nur geringe Nitratkonzentrationen auf. Das Nitratabbauvermögen des Grundwassers ist daher ein Gebietsparameter, der bei der Erarbeitung von Konzepten zur Verminderung der diffusen Nitratreinträge in einem Flußeinzugsgebiet angemessen zu berücksichtigen ist.

In diesem Buch werden die Ergebnisse einer Studie zur Erstellung einer flächendeckenden Übersicht zum Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes zusammengefaßt. Hierzu wurden Grundwassergütedaten aus ca. 8500 Grundwassermeßstellen statistisch ausgewertet und die Grundwässer der im Elbeeinzugsgebiet auftretenden hydrogeologischen Gesteinseinheiten in überwiegend reduzierte (nitratabbauende) und überwiegend oxidierte (nicht-nitratabbauende) Grundwässer klassifiziert. Abschließend wurde beispielhaft eine grobe, überschlägige Abschätzung des Zeitraums bis zur Erschöpfung des an der Abbaureaktion beteiligten reaktiven Stoffdepots (Pyrit) reduzierter Aquifere vorgenommen.

Um eine möglichst große Transparenz der durchgeführten Analyse zu gewährleisten, wurden alle Verfahrensschritte umfassend erläutert sowie alle Datengrundlagen und Ergebnisse kartographisch und in Form von Graphiken dargestellt und diskutiert.

Forschungszentrum Jülich



Band 13
ISBN 3-89336-236-3

Umwelt
Environment